

Ébauche d'évaluation préalable pour le Défi concernant le

Pentoxyde de divanadium

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
1314-62-1**

**Environnement Canada
Santé Canada**

Septembre 2010

Sommaire

En application de l'article 74 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable du pentaoxyde de divanadium, dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est 1314-62-1. Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de cette substance durant la catégorisation visant les substances de la Liste intérieure dans le cadre du Défi. On a déterminé que le pentaoxyde de divanadium est une substance hautement prioritaire, parce qu'on estime qu'elle présente le plus fort risque d'exposition pour les particuliers au Canada et que le Centre International de Recherche sur le Cancer l'a classée en fonction de sa cancérogénicité et la Commission européenne, en fonction de sa génotoxicité et de sa toxicité pour la reproduction. En outre, cette substance répond aux critères environnementaux de la catégorisation relatifs à la persistance et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. La présente évaluation du pentaoxyde de divanadium est donc axée principalement sur les risques pour l'environnement et la santé humaine.

Selon les renseignements fournis en application de l'article 71 de la LCPE (1999), de 1 000 000 à 10 000 000 kg de pentaoxyde de divanadium ont été fortuitement produits au Canada au cours de l'année civile 2006. Certaines activités d'importation ont été déclarées, les quantités totales variant de 100 000 à 1 000 000 kg en 2006. En outre, de 1 000 000 à 10 000 000 kg de cette substance ont été utilisés durant la même année.

Le vanadium est présent de façon naturelle dans l'environnement. Les mesures de cette substance prises dans des milieux naturels (air ambiant, eau potable, eau de surface et sédiments) ainsi que dans les aliments au Canada et ailleurs dans le monde permettent d'obtenir la quantité totale de vanadium, y compris de pentaoxyde de vanadium. Au Canada, le pentaoxyde de divanadium est principalement utilisé pour la fabrication du ferrovanadium et comme catalyseur pour la production d'acide sulfurique, le craquage catalytique et la réduction catalytique des émissions d'oxyde d'azote et de soufre provenant de centrales électriques. La combustion de certains combustibles fossiles constitue les principales sources anthropiques du pentaoxyde de divanadium.

En s'appuyant principalement sur les évaluations reposant sur le poids de la preuve qui ont été réalisées par des organismes internationaux ou d'autres organismes nationaux, on a déterminé que la cancérogénicité constitue un effet critique à considérer aux fins de la caractérisation des risques que présente le pentaoxyde de divanadium pour la santé humaine. Une augmentation du nombre de tumeurs pulmonaires a été observée chez les souris mâles et femelles et chez les rats mâles exposés par inhalation. De plus, la génotoxicité a été constatée dans les cellules de mammifères au cours d'essais *in vivo* et *in vitro* menés avec du pentaoxyde de divanadium. À partir des tumeurs pulmonaires observées chez les rats et les souris pour lesquels les modes d'induction n'ont pas été totalement élucidés, on ne peut exclure la possibilité que le pentaoxyde de divanadium provoque des tumeurs par un mode d'action impliquant une interaction directe avec le matériel génétique.

Des effets sur la rate, le foie, les reins et les poumons ainsi que sur le système immunitaire des rats ont été notés à la suite d'une exposition orale dans le cadre d'études en doses répétées avec le pentaoxyde de divanadium.

Compte tenu du pouvoir cancérigène du pentaoxyde de divanadium, pour lequel il pourrait exister une probabilité d'effets nocifs quel que soit le niveau d'exposition, le pentaoxyde de divanadium est considéré comme une substance pouvant pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les rejets de pentaoxyde de divanadium dans l'environnement au Canada sont principalement attribuables aux émissions atmosphériques issues de diverses activités industrielles, notamment de la combustion de combustibles fossiles. Des dépôts dans les écosystèmes aquatiques et terrestres avoisinants font suite à ces émissions. Le pentaoxyde de divanadium étant soluble, il se dissoudra au contact de l'humidité, une fois dans ces écosystèmes, et produira diverses espèces de vanadium dissoutes en fonction des conditions du milieu. Il a été démontré que le vanadium présente une toxicité aiguë et chronique variant de moyenne à élevée pour les organismes aquatiques et une toxicité chronique pouvant atteindre un niveau élevé pour les organismes terrestres.

Des scénarios industriels propres au site et fondés sur les données de surveillance ont été élaborés pour les plus importantes sources de rejet de pentaoxyde de divanadium dans l'environnement. À partir des analyses du quotient de risque, il est improbable que l'exposition au pentaoxyde de divanadium ait des effets nocifs sur les organismes aquatiques et terrestres. Il est donc conclu que cette substance ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ni à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. De plus, le pentaoxyde de vanadium répond aux critères de la persistance, mais il ne répond pas à ceux du potentiel de bioaccumulation prévus dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE (1999).

Des activités de recherche et de surveillance viendront, s'il y a lieu, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des mesures de contrôle possibles définies à l'étape de la gestion des risques.

D'après les renseignements disponibles, il est conclu que le pentaoxyde de divanadium répond à au moins un des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la *Loi*, afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on croit être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Le 9 décembre 2006, les ministres ont donc publié un avis d'intention dans la Partie I de la *Gazette du Canada* (Canada, 2006), dans lequel ils priaient l'industrie et les autres parties intéressées de fournir, selon un calendrier déterminé, des renseignements précis qui pourraient servir à étayer l'évaluation des risques, ainsi qu'à élaborer et à évaluer les meilleures pratiques de gestion des risques et de bonne gestion des produits pour ces substances jugées hautement prioritaires.

On a jugé que l'oxyde de vanadium, ou plus précisément le pentoxyde de divanadium, est une substance dont l'évaluation des risques pour la santé humaine est hautement prioritaire, car on considère qu'elle présente le plus fort risque d'exposition (PFRE) et elle a été classée par d'autres organismes en fonction de sa cancérogénicité, de sa génotoxicité et de sa toxicité par le développement. Le volet du Défi portant sur cette substance a été publié dans la *Gazette du Canada* le 14 mars 2009 (Canada, 2009). En même temps a été publié le profil de la substance, qui présentait l'information technique (obtenue avant décembre 2005) sur laquelle a reposé sa catégorisation. Des renseignements sur les utilisations de la substance ont été reçus en réponse au Défi.

Même si un pentoxyde de divanadium a été donnée à l'évaluation du risque que comporte le pentoxyde de divanadium pour la santé humaine, il satisfaisait aussi aux critères de la catégorisation écologique pour la persistance et la toxicité inhérente aux organismes aquatiques. La présente évaluation du pentoxyde de divanadium est par conséquent centrée principalement sur les risques pour l'environnement et la santé humaine.

Les évaluations préalables effectuées mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la LCPE (1999)¹. Les évaluations préalables visent à examiner des renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence².

La présente évaluation préalable finale prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations de la substance en question et l'exposition à celle-ci, y compris l'information supplémentaire fournie dans le cadre du Défi. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en juin 2010 concernant la section relative à la santé humaine et à l'environnement. Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique. Il est possible que les résultats de modélisation aient servi à formuler des conclusions.

L'évaluation des risques pour la santé humaine suppose la prise en compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition (non professionnelle) de la population dans son ensemble et de l'information sur les dangers et les risques pour la santé (principalement d'après les évaluations s'appuyant sur la méthode du poids de la preuve effectuées par d'autres organismes, lesquelles qui ont servi à déterminer le caractère prioritaire de la substance). Les décisions concernant la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu ou sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. L'évaluation préalable finale ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion proposée.

¹ La détermination de la conformité à l'un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE 1999 portant sur les substances pétrolières énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail.

² La détermination de la conformité à l'un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE 1999 sur les substances des lots 1 à 12 du Défi, énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC), n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail.

La présente évaluation préalable finale a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères.

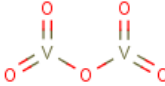
Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de M^{me} Joan Strawson, Toxicology Excellence for Risk Assessment, de M^{me} Pam Williams, (Ph. D.), E Risk Sciences, et de M. John Christopher, (Ph. D.) CA OEHA. Par ailleurs, une ébauche de cette évaluation a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable. Les méthodes utilisées dans cette évaluation préalable en vertu du Défi ont été examinées par un Groupe consultatif du Défi indépendant

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation finale sont résumées ci-après.

Identité de la substance

L'oxyde de vanadium est le nom commun du pentoxyde de divanadium. En tant que pentoxyde, le vanadium existe dans son état d'oxydation +5. À des fins de clarté, la substance sera désignée comme pentoxyde de divanadium dans le cadre de ce rapport d'évaluation préalable, même si le nom qui figure sur la LIS est oxyde de vanadium. Les renseignements liés à l'identité du pentoxyde de divanadium sont résumés dans le tableau 1.

Tableau 1. Identité de la substance

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	1314-62-1
Nom dans la LIS	Pentoxyde de divanadium
Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹	<i>Vanadium oxide</i> (TSCA, AICS, SWISS, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC) <i>Divanadium pentoxide</i> (EINECS, ECL) <i>Vanadium pentoxide</i> (ENCS, PICCS)
Autres noms	C.I. 77938; divanadium pentoxide; pentaoxidovanadium; shcherbinaite ² ; UN 2862; UN 2862 (DOT); vanadia; anhydride vanadique; oxyde de vanadium (V ₄ O ₁₀); oxyde de vanadium(V)
Groupe chimique (groupe de la LIS)	produits chimiques inorganiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	composés inorganiques contenant du vanadium
Principale sous-classe chimique	oxydes
Formule chimique	V ₂ O ₅
Structure chimique	
SMILES³	O=[V](=O)O[V](=O)=O
Masse moléculaire	181,9 g/mol

¹ National Chemical Inventories (NCI). 2006. AICS, (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); NZIoC (inventaire des substances chimiques de la Nouvelle-Zélande); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); SWISS (liste des toxiques 1 et inventaire des nouvelles substances notifiées de la Suisse); TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act des États-Unis).

² Hughes et Finger (1983)

³ Simplified Molecular Input Line Entry System.

Source : NCI (2006)

Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2 présente les propriétés physiques et chimiques (valeurs expérimentales et modélisées) du pentoxyde de divanadium qui se rapportent à son devenir dans l'environnement.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques du pentoxyde de divanadium

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
Point de fusion (°C)	Expérimental	690		O'Neil, 2001
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	1 750		Woolery, 2005
Masse volumique (g/cm ³)	Expérimental	3,357	18	Woolery, 2005
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	négligeable	non précisé	NIOSH, 2005
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)	Estimation	négligeable	–	Avis d'expert
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	s.o.			
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau) (sans dimension)	s.o.			
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Expérimental	8000	20	PISC, 2001
pK _a (constante de dissociation) (sans dimension)	s.o.			

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
Log $K_{\text{sol-eau}}$ (coefficient de partage sol-eau, sans dimension)	Expérimental	1,88 ¹	–	Harvey <i>et al.</i> , 2007
	Expérimental	min-max : 2,58-5,08 ¹ médiane : 3,80 ¹	–	Sheppard <i>et al.</i> , 2007
Log $K_{\text{séd.-eau}}$ (coefficient de partage sédiments-eau, sans dimension)	Expérimental	2,28 ¹	–	Harvey <i>et al.</i> , 2007
Log $K_{\text{séd. susp.-eau}}$ (coefficient de partage sédiments en suspension-eau, sans dimension)	Expérimental	5,47 ¹⁻²	–	Gobeil <i>et al.</i> , 2005
		3,83 ¹⁻³	–	Shiller et Boyle 1987
		3,15 ¹⁻⁴	–	

¹ Les indications de ces coefficients de partage concernent le vanadium sous forme dissoute et non le pentoxyde de divanadium.

² Mesurée pour un échantillon d'eau du fleuve Saint-Laurent, total des solides en suspension (TSS) = 12 mg/L, pH alcalin

³ Mesurée pour un échantillon d'eau du Mississippi, TSS = 120 mg/L, pH = 7,8

⁴ Mesurée pour un échantillon d'eau du Mississippi, TSS = 103 mg/L, pH = 7,7

Le vanadium est présent dans le pentoxyde de divanadium sous la forme pentavalente oxydée. Le pentoxyde de divanadium est très soluble dans l'eau. En tant que substance métallique inorganique, la mesure de coefficients de partage octanol eau et carbone eau (log K_{oe} et le log K_{co}) ne s'applique pas au pentoxyde de divanadium. Toutefois, une fois dissocié, le devenir de formes dissoutes du vanadium peut se caractériser en partie par d'autres coefficients de partage – à savoir les coefficients de partage entre le sol et l'eau, entre les sédiments et l'eau et entre les particules en suspension et l'eau ($K_{\text{sol-eau}}$, $K_{\text{séd.-eau}}$ et $K_{\text{séd. susp.-eau}}$). L'importance de ces coefficients de partage, en particulier dans le cas du coefficient sol-eau, dépend de la méthode utilisée pour les estimer, c.-à-d. adsorption du métal ajouté, ou désorption du métal « naturel » déjà contenu dans la matrice. Habituellement, on s'attend à des valeurs plus faibles pour les études d'adsorption. Les valeurs du log $K_{\text{séd.-eau}}$ de Shiller et Boyle (1987) ont été calculées en fonction de l'ajout de métaux dans des échantillons d'eau contenant des solides en suspension, tandis que la

valeur de Gobeil *et al.* (2005) se fonde sur la mesure directe des métaux dans l'eau et des particules en suspension des échantillons de champ. Les valeurs du log $K_{\text{sol-eau}}$ de Sheppard *et al.* (2007) se fondent sur la désorption des métaux contenus dans le sol. Les renseignements relatifs à la méthodologie ne sont pas disponibles de Harvey *et al.* (2007).

La vapeur de pression et la constante de la loi de Henry concernant le pentoxyde de divanadium sont considérées négligeables. Plus loin, dans le présent rapport, on traite en détail de la façon dont les propriétés physiques et chimiques influent sur le devenir du pentoxyde de divanadium dans l'environnement, et des espèces de vanadium en général.

Sources

Le pentoxyde de divanadium est une substance naturelle que l'on trouve en des concentrations entre 1,5 et 2,5 %, principalement dans des gisements de magnétite titanifère un peu partout dans le monde (IPCS, 2001). L'Afrique du Sud possède le plus important gisement de magnétite titanifère avec un minerai titrant 1,5% de pentoxyde de divanadium et produit près de la moitié de la demande mondiale pour du pentoxyde de divanadium de haute pureté (égal ou supérieur à 99,5 %) (Perron, 2001, CIRC, 2006). Le deuxième gisement en importance de magnétite titanifère dans le monde se trouve au Canada, à Lac Doré, au Québec, où la teneur moyenne en pentoxyde de divanadium se situe à 0,55 %. Toutefois, le pentoxyde de divanadium n'est pas exploité à l'emplacement du Lac Doré (Apella Resources, 2009). Outre l'exploitation des gisements de magnétite titanifère, on récupère le pentoxyde de divanadium de catalyseurs usés, de résidus de pétrole et de laitiers, ces derniers pouvant contenir jusqu'à 24 % de pentoxyde de divanadium (PISC, 2001). En 2004, la production mondiale de pentoxyde de divanadium s'élevait à environ 86 200 tonnes par année (Woolery, 2005).

Les poussières transportées par le vent continental, les embruns de sel de mer et les émissions volcaniques sont également des sources naturelles de pentoxyde de divanadium et sont considérés comme les responsables des rejets de 1,6 à 54,2 tonnes de pentoxyde de divanadium dans l'atmosphère chaque année (Mamane et Pirrone, 1998; Nriagu et Pirrone, 1998). La quantité de pentoxyde de divanadium émise dans l'air à partir de ces sources naturelles est relativement faible par rapport aux émissions anthropiques globales dans l'air qui sont importantes, de 70 000 à 210 000 tonnes par année (Hope, 1994; Mamane et Pirrone, 1998; Nriagu et Pirrone, 1998). La contribution du pentoxyde de divanadium à la quantité totale de vanadium rejetée n'est pas connue, mais on s'attend à ce que ces sources naturelles de pentoxyde de divanadium soient négligeables comparativement aux sources anthropiques. Les estimations des émissions fondées sur les données de la fin des années 1990 indiquent que le cycle de vanadium naturel peut être gravement perturbé par l'activité humaine, les émissions anthropiques rejetées dans l'atmosphère étant estimées à 8,6 fois les émissions naturelles de ce métal à l'échelle planétaire ($2,4 \times 10^5$ par rapport à $2,8 \times 10^4$ tonnes/année : Nriagu et Pirrone, 1998, Pacyna et Pacyna, 2001).

Au Canada, la principale source anthropique de pentoxyde de divanadium est la combustion de combustibles fossiles (Environnement Canada, 2009a). Le pentaoxyde de divanadium est présent dans les combustibles fossiles tels que le pétrole et le charbon, et la combustion de tels combustibles fossiles entraîne la formation de sous-produits qui contiennent du pentoxyde de divanadium, notamment les résidus solides, la suie et la cendre volante. Le pétrole brut et le mazout résiduel contiennent du pentoxyde de divanadium à des concentrations variant de 3 à 260 µg/g, et de 0,2 à 160 µg/g, respectivement (IPCS, 2001). Les charbons provenant de l'Alberta, de la Colombie-Britannique et de la Nouvelle-Écosse contiennent en moyenne 100 µg/g, 400 µg/g et 800 µg/g de pentoxyde de divanadium, respectivement (Spectrum Laboratories Inc., 2009). Le coke de pétrole, dont la teneur en vanadium est encore plus élevée, est de plus en plus utilisé comme remplacement complet ou partiel du charbon dans la production d'électricité (Scott et Thomas, 2007). La teneur en pentoxyde de divanadium dans la cendre volante provenant de la combustion de charbon et de coke de pétrole est d'environ 3 % (Scott et Thomas, 2007). Le pentoxyde de divanadium se forme également en tant que résidu dans les catalyseurs usés que l'on utilise dans des procédés des raffineries de pétrole comme le craquage, et on peut le récupérer. La métallurgie, plus particulièrement la production de ferrovanadium, peut également contribuer aux rejets fortuits de pentoxyde de divanadium.

Le pentoxyde de divanadium n'est actuellement pas exploité au Canada, et ses émissions dans l'environnement sont donc principalement dues à des résultats accidentels découlant d'activités anthropiques. Selon les renseignements soumis en réponse à un avis publié en application de l'article 71 de la LCPE (1999), entre 1 000 000 et 10 000 000 kg de pentoxyde de divanadium ont été fabriqués pendant l'année civile 2006 (Environnement Canada, 2009a). La majorité des soumissions concernaient le pentoxyde de divanadium, mais quelques-unes concernaient les rejets de vanadium pour lesquels les répondants ignoraient s'il s'agissait de la forme de pentoxyde de divanadium. Le terme « fabriquer » défini dans l'avis de l'article 71 comprend la production fortuite d'une substance à tout niveau de concentration qui résulte de la fabrication, du traitement ou de l'utilisation d'autres substances, mélanges ou produits. Le secteur de l'énergie, c.-à-d. les raffineries de pétrole et les centrales électriques, a eu une production collective fortuite d'environ 75 % du pentoxyde de divanadium déclaré, principalement sous forme de sous-produits de la combustion comme les cendres volantes, la suie et les cendres résiduelles, mais également en tant que résidu dans les catalyseurs usés. L'industrie des pâtes et papiers a déclaré 15 % de la production accidentelle totale de pentoxyde de divanadium par la combustion de combustibles fossiles et de combustibles au bois. Environ 9 % était sous la forme de sous-produits provenant de la production d'alliages contenant du ferrovanadium et, dans une moindre mesure, d'autres métaux, tandis que le restant (environ 1 %) a été produit par la fabrication de ciment (Environnement Canada, 2009a). Outre le pentoxyde de divanadium qui a été produit, on a importé au Canada entre 100 000 et 1 000 000 kg de pentoxyde de divanadium au cours de l'année de déclaration 2006.

Utilisations

Les principales utilisations de pentoxyde de divanadium dans le monde sont comme composants de formulation dans la production d'alliages métalliques, en particulier le ferrovanadium, et comme catalyseur dans la production d'acide sulfurique (Perron, 2001). Parmi les autres utilisations déclarées, mentionnons qu'il sert de catalyseur dans la production d'anhydride maléique pour la fabrication de résines alcides et de polyester (Haber, 2009), et d'électrolyte dans les accumulateurs de type vanadium redox (Magyar, 2003), et de pigment dans la production de céramique et de verre (Motolese *et al.*, 1993; Moskalyk et Alfantazi, 2003; Vanitec, 2009). Le pentoxyde de divanadium est un additif que l'on peut trouver dans une concentration pouvant atteindre 1 % dans le verre de tellurite anti-ultraviolet (El-Mallawany, 2001). On peut le mêler à des oxydes de tungstène, du titane, du silicium et d'autres éléments dans diverses quantités de façon à conférer d'autres propriétés au verre (Kaoua *et al.*, 2007; Blume et Drummond, 2002). On peut également employer le pentoxyde de divanadium pour la réduction catalytique des émissions industrielles de soufre et d'oxyde d'azote (Hagerman et Faust, 1955; Vanitec, 2009). Le pentoxyde de divanadium se trouve naturellement dans les engrais phosphatés, en raison du traitement des roches phosphatées (Mortvedt et Beaton, 1995).

Selon des renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), on a utilisé au Canada entre 1 000 000 et 10 000 000 kg de pentoxyde de divanadium en 2006 (Environnement Canada, 2009a). La majorité du pentoxyde de divanadium (92 %) a servi dans la production d'alliages de ferrovanadium pour la fabrication d'acier trempé. Le pentoxyde de divanadium a également été largement utilisé comme catalyseur dans des concentrations variant entre 3 et 9 % pour la fabrication d'acide sulfurique, à des concentrations d'environ 0,03 % pour les applications de craquage catalytique, et à des concentrations jusqu'à 1 % pour la réduction catalytique sélective des émissions de soufre et d'oxyde d'azote provenant des centrales électriques (Environnement Canada, 2009a). Parmi les petites utilisations de pentoxyde de divanadium au Canada au cours de l'année de déclaration 2006, mentionnons qu'il a servi d'agent oxydant et pour la protection contre la corrosion. Une quantité de 38 300 kg de pentoxyde de divanadium a été utilisée en 2006 dans la fabrication d'engrais chimiques, et une quantité de 24 900 kg (présente dans l'alumine) a été utilisée dans la production d'aluminium. Dans ce cas, une certaine quantité de vanadium qui était présumée de la forme du pentoxyde de divanadium a été déclarée comme étant naturellement présente dans l'alumine (Environnement Canada, 2009a).

Les utilisations du pentoxyde de divanadium dans les produits de consommation n'ont pas été recensées. Le pentoxyde de divanadium ne figure pas dans la Base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP) ou la dans la base de données sur les ingrédients non médicinaux de la Direction des produits thérapeutiques comme un ingrédient médicamenteux ou non médicamenteux dans les produits pharmaceutiques (BDPP, 2010; communication personnelle de 2010 de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada au Bureau de gestion du risque, Santé Canada, source non citée). Le pentoxyde de divanadium a précédemment été considéré comme étant présent en tant qu'ingrédient médicamenteux dans deux produits pharmaceutiques finaux figurant dans la BDPP, chacun contenant un total de 5 µg de pentoxyde de divanadium par comprimé (BDPP, 2010). Ces produits n'existent désormais plus (BDPP, 2010). Le pentoxyde de

divanadium figure dans la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels, mais aucun rôle, médicinal ou non médicinal, ne lui est attribué (BDIPSN, 2010). La BDIPSN précise que l'utilisation dans les produits de santé naturels du pentoxyde de divanadium ne sera pas autorisée. Le pentoxyde de divanadium ne figure pas dans la Base de données des produits de santé naturels homologués, et n'est par conséquent pas présent dans aucun produit de santé naturel homologué (BDPSNH, 2010). De plus, la monographie des suppléments de multivitamines/minéraux de la Direction des produits de santé naturels n'indique pas que le pentaoxyde de divanadium fait partie des sources de vanadium dans les produits de santé naturels (Santé Canada, 2007).

Rejets dans l'environnement

Comme on l'a mentionné plus tôt, la quantité de pentoxyde de divanadium rejetée par des sources naturelles comme la matière continentale, les brouillards salins et les émissions volcaniques devrait être limitée comparativement aux rejets provenant de sources anthropiques. Le pentoxyde de divanadium ne figure pas dans l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP, 2006). Toutefois, la déclaration de composés de vanadium (n^o de CAS 7440-62-2) est exigée, sauf lorsqu'il s'agit d'un alliage. Selon des données provenant de l'INRP, 158 tonnes de composés de vanadium ont été rejetées dans l'environnement en 2006, dont 156 tonnes dans l'air, une tonne dans l'eau et le reste dans le sol (INRP, 2009). Environ 1 800 tonnes de composés de vanadium ont également été envoyées à l'extérieur, soit pour élimination, soit pour recyclage, et 1 369 tonnes ont été éliminées sur place. Il convient de souligner que la majorité des rejets signalés provenaient de raffineries de pétrole et de centrales électriques, avec de petites contributions des secteurs de la métallurgie et du ciment (INRP, 2009). Ces données sont conformes aux renseignements fournis en vertu de l'article 71 lorsqu'il a été déterminé que les raffineries de pétrole et les centrales électriques étaient les principaux producteurs de pentoxyde de divanadium, quoique par le biais d'une production fortuite.

Selon des renseignements soumis en vertu de l'article 71, les rejets de pentoxyde de divanadium au Canada provenaient principalement de la combustion de combustibles fossiles et de combustibles au bois (Environnement Canada, 2009a). La majorité des soumissions concernaient le pentoxyde de divanadium, mais quelques-unes concernaient les rejets de vanadium pour lesquels les répondants ignoraient s'il s'agissait de la forme de pentoxyde de divanadium. Dans le cadre de la présente évaluation, on a prudemment présumé que la totalité du vanadium déclaré en vertu de l'article 71 est de la forme du pentoxyde de divanadium. Au cours de l'année civile 2006, entre 100 000 et 1 000 000 kg d'oxyde de vanadium ont été déclarés comme rejets dans l'air et s'ajoutent aux approximativement 8 000 kg rejetés dans l'eau et aux 103 000 kg rejetés au sol. On a également transféré hors site, vers une installation de gestion des déchets, entre 1 000 000 et 10 000 000 de pentoxyde de divanadium, dont environ 99% ont été traités comme déchets non dangereux. La plus grande partie du vanadium rejeté dans l'atmosphère lors de la combustion prend la forme de pentoxyde de divanadium (V₂O₅) (Tullar et Suffet 1975), et les oxydes de vanadium inférieurs seront éventuellement oxydés en pentoxyde de divanadium (USEPA, 1985).

Une description détaillée de chaque source anthropique de rejet de pentoxyde de divanadium est donnée ci-dessous.

Combustion de combustibles fossiles

La concentration de vanadium dans les combustibles fossiles dépend de la source de la matière première brute et des méthodes de raffinage. Jusqu'à 50 % du vanadium présent dans le pétrole brut est sous la forme de complexes organométalliques contenant des porphyrines; les autres formes de vanadium sont des complexes de vanadium inorganique (Crans *et al.*, 1998). En général, les structures de porphyrine comportent un ion vanadyle (VO^{2+}) entouré de noyaux aromatiques (Amorim *et al.*, 2007); ces liaisons sont suffisamment faibles pour rejeter l'ion de vanadium une fois chauffé (Rodgers *et al.*, 2001).

En plus de consommer une partie de sa production nationale de pétrole, le Canada consomme également du pétrole importé. Le tableau 3 illustre la quantité de pétrole brut consommée (c.-à-d., raffiné, puis brûlé), ainsi que sa teneur en vanadium, qui varie selon la source. Le tableau 3 fournit également une estimation approximative du vanadium qui pourrait être rejeté dans l'atmosphère ou se retrouver dans des installations de gestion des déchets (après captage par des dispositifs antipollution) suite à la combustion de pétrole brut, le tout calculé en tant que produit de la quantité estimative de pétrole brut consommé et de sa teneur en vanadium est présenté dans le tableau 3. Pour simplifier le calcul, on a supposé que la totalité du pétrole produit et importé était consommée au cours de l'année.

Tableau 3. Origine du pétrole brut consommé au Canada en 2006, et teneur en vanadium correspondante

Lieu de la source	Teneur en vanadium (mg/kg)	Quantité consommée au Canada ¹ (millions de m ³)	Quantité maximale de vanadium qui peut être rejetée ou envoyée à la gestion des déchets (tonnes)
Pétrole brut produit au Canada :			
Est du Canada	39 ²	7 992	311 688
Ouest du Canada (sauf les sables bitumineux)	50 ³	23 717	1 185 860
Sables bitumineux du Canada	640 ⁴	22 962	14 695 616
Importations de pétrole brut :			
Moyen-Orient	55 ⁴	20 028	1 101 518
Mer du Nord	62 ⁵	18 224	1 129 900
Autres pays	50 ³	5 998	299 910
Mexique	243 ⁴	2 109	512 390
Venezuela	1 180 ⁴	1 768	2 085 886
États-Unis	134 ⁴	1 177	157 691
TOTAL		81 012	21 480 459

¹Selon des données de Statistique Canada (2007)

²Mossman (1999)

³CIRC, 2006 (valeur par défaut)

⁴Crans *et al.*, (1998)

⁴Fabec et Ruschak (1985)

Selon les calculs effectués présentés dans le tableau 3, on estime que la consommation de pétrole brut pourrait avoir entraîné le rejet ou l'envoi à des installations de gestion des déchets de 21 millions de tonnes de vanadium en 2006.

Pour ce qui est du charbon, il en existe trois types qui sont exploités au Canada : le charbon bitumineux, le charbon subbitumineux et le lignite. Ces types de charbon sont surtout exploités dans l'Ouest du Canada (97 %) (Ressources naturelles Canada, 2009). En 2004, on a extrait au Canada un total de 68 Mt de charbon, pour une consommation annuelle intérieure de 59 Mt la même année (Stone, 2004). On n'a pas pu calculer une estimation du vanadium qui pourrait être rejeté ou envoyé dans des installations de gestion des déchets étant donné qu'on n'a pas trouvé la teneur en vanadium pour les trois types de charbon consommés au Canada.

Une zone possible d'incertitude concernant l'émission de vanadium provenant de la combustion de combustibles fossiles est la forme sous laquelle il est émis. Plusieurs éléments de preuve, recueillis à partir de documents publiés, révèlent que la forme d'origine du vanadium importe peu, puisque celui-ci est principalement émis sous forme d'oxyde, comme le pentoxyde de divanadium (c.-à-d. V_2O_5), tel qu'il a été décrit ci-dessous.

On peut s'attendre à ce que le vanadium s'oxyde lors de la combustion de combustibles fossiles en raison des températures relativement élevées et du surplus d'oxygène dans les chaudières (Davis, 1997). La cendre volante émise par la combustion de mazout lourd peut contenir les formes oxydées suivantes de vanadium : V_2O_3 , V_2O_4 , V_2O_5 , $Na_2O \cdot V_2O_5$, $2Na_2O \cdot V_2O_5$, $3Na_2O \cdot V_2O_5$, $2NiO \cdot V_2O_5$, $3NiO \cdot V_2O_5$, $Fe_2O_3 \cdot V_2O_5$, $Fe_2O_3 \cdot 2V_2O_5$, $Na_2O \cdot V_2O_4 \cdot 5V_2O_5$ et $5Na_2O \cdot V_2O_4 \cdot 11V_2O_5$ (National Academy of Sciences, 1974). Il semble que du vanadium puisse se trouver dans des oxydes simples ou complexes. Toutefois, on ne connaît pas l'importance relative de chaque forme d'oxyde. Dans la plupart des oxydes qui comprennent du pentaoxide, cette dernière forme est faiblement liée à un autre sel oxydé (National Academy of Sciences, 1974). **Linak *et al.*** (2000) ont démontré que la spéciation du vanadium dépend de la température des fournaies dans lesquelles du mazout résiduel est brûlé. La production de l'espèce V_2O_5 se fait dans une plage de températures allant de 720 à 1 220 °C dans la chaudière. Au-delà de cette plage, il se forme une quantité accrue de VO_2 et de V_2O_4 . Parallèlement, Pavageau *et al.* (2004) ont démontré que le pentoxyde de divanadium est la forme sous laquelle le vanadium est présent dans la matière particulaire produite à la suite de la combustion de combustibles fossiles. Leurs constatations se fondent sur des expériences menées dans une chaudière-pilote à une température élevée (1 100 °C) et dans un surplus d'air.

La combustion du charbon se fait à des températures relativement faibles (c.-à-d., de 760 °C à 930 °C) (Perry et Green, 1984). À ces températures, Lee et Wu (2002) ont décrit un mélange de V_2O_5 et de V_2O_4 en se fondant sur les émissions modélisées des

cheminées provenant de la combustion de charbon. Ce mélange contient moins de 10 % de V_2O_4 , et plus de 90 % de V_2O_5 . On sait que les oxydes inférieurs (V_2O_3 et V_2O_4) subissent une autre oxydation et deviennent du V_2O_5 avant de quitter la cheminée (USEPA, 1985).

Par ailleurs, une soumission reçue d'une centrale thermique alimentée au mazout, en réponse à l'article 71, indiquait que seulement 10 % du vanadium contenu dans les cendres volantes du mazout émises par cette centrale était sous forme de pentoxyde de divanadium, et qu'il était associé au sodium (NaV_6O_{15} et $Na_4V_2O_7$) (Environnement Canada, 2009a). De même, Huffman *et al.* (2000) ont effectué des expériences de combustion sur quatre différents mazouts, au moyen d'une spectroscopie de la structure fine d'absorption des rayons X des échantillons d'émissions de matières particulaires, et ont conclu que la majorité des spectres de vanadium ressemblaient beaucoup à ceux du sulfate de vanadyle ($VO \cdot SO_4 \cdot xH_2O$). Les conditions de combustion de ces expériences n'ont pas été précisées (p. ex. la température de la chaudière, l'excès d'oxygène).

La plus grande partie du pentoxyde de divanadium rejeté dans l'air en raison de la combustion de combustibles fossiles est associée à des matières particulaires de petite taille (de 0,06 à 3 μm ; Mamane et Pirrone, 1998; Linak *et al.*, 2000). Outre les oxydes, le vanadium peut également être associé à des sulfates lorsque les concentrations de soufre dans le combustible sont élevées (Mamane et Pirrone, 1998).

Dans l'ensemble, les éléments de preuve susmentionnés laissent entendre que le pentoxyde de divanadium est l'une des formes de vanadium émises par la combustion de mazout et de charbon, selon les conditions de combustion. Aux fins du scénario de la pire éventualité, on supposera que dans la présente évaluation, la totalité du vanadium émis suite à la combustion de mazout (c.-à-d. du mazout lourd) et de charbon peut se faire sous la forme de pentoxyde de divanadium. Après le dépôt des émissions atmosphériques contenant du pentoxyde de divanadium, le vanadium pénétrera dans le sol, l'eau de surface et l'eau souterraine (par lixiviation).

Raffinage du pétrole

Au Canada, on compte 20 raffineries de pétrole (Gower *et al.*, 2008); sept d'entre elles ont fait rapport à l'INRP en 2007 (INRP, 2009). Le raffinage du pétrole se définit comme la séparation physique, thermique et chimique du pétrole brut en fractions majeures de distillation. La distillation sépare les hydrocarbures en plusieurs fractions, de léger à lourd. Ces fractions de distillation peuvent à leur tour être transformées ou valorisées en produits pétroliers finis. Une raffinerie de pétrole est l'installation (ou les installations) où se déroule ce processus (USEPA, 1995, CCME, 2003). Étant donné que les points d'ébullition des composés de vanadium (1 750 °C) devraient être nettement au-dessus de la température qui existe à la base du réservoir de raffinage (400 °C), les composés de vanadium, comme d'autres composés métalliques, demeurent en fractions plus lourdes comme le mazout lourd et le bitume. En effet, ces fractions constituent les produits pétroliers qui présentent la plus haute teneur en vanadium. Par exemple, le mazout lourd

n^o 6 (un type de mazout lourd) présente une teneur en vanadium de 320 ppm mg/kg (National Bureau of Standards, 1978), un niveau qui est plus élevé que dans de nombreux pétroles bruts énumérés au tableau 3.

Le raffinage du pétrole exige une combustion de combustibles fossiles (comme la combustion de mazout lourd) pour fournir l'énergie nécessaire à ces procédés. Il peut en résulter la production de cendres volantes. Ainsi, les raffineries rejettent du pentoxyde de divanadium dans l'atmosphère (communication personnelle par courriel en 2009 entre ExxonMobil et la division de l'évaluation écologique, source non citée). Selon l'INRP (2009), les raffineries de pétrole ont rejeté 101 tonnes de vanadium dans l'air au Canada en 2007.

Exploitation des sables bitumineux

Même si les sables bitumineux sont riches en vanadium, on ne s'attend pas à ce que l'extraction du pétrole donne lieu à des rejets de pentoxyde de divanadium dans l'environnement. La majeure partie du vanadium présent dans les sables bitumineux est du VO²⁺ lié à des porphyrines organiques (Crans *et al.*, 1998). La fraction d'hydrocarbure est extraite des sables bitumineux au moyen d'un procédé à l'eau chaude faisant intervenir une température nettement inférieure à 700 °C (Schramm *et al.*, 2003). Ces conditions ne favorisent pas la formation de pentoxyde de divanadium, quoique le brûlage ultérieur du mazout va rejeter du pentoxyde de divanadium.

Tout comme les procédés de raffinerie, les procédés de cokage utilisés par deux installations canadiennes (Syncrude et Suncor) pour transformer le bitume et produire un pétrole brut synthétique exigent la combustion de combustibles fossiles (comme le coke de pétrole ou le mazout lourd) pour fournir l'énergie requise. Il en résultera une cendre volante dans laquelle le vanadium est concentré à 2 à 3,5 % (3,6 à 6,2% comme pentoxyde de divanadium) dans la cendre volante (Holloway *et al.*, 2005). Selon les données recueillies en vertu de l'avis publié aux termes de l'article 71, la plupart de ces cendres volantes sont retirées des gaz de combustion par des dépoussiéreurs électriques (Environnement Canada, 2009a), puis stockées sur place avant d'être recyclées. Les installations de Syncrude près de Fort McMurray ont déclaré un rejet de 6,4 tonnes de vanadium dans l'air en 2006, tandis que 290 tonnes étaient recyclées hors site (INRP, 2009). En réponse à l'enquête émise en vertu de la section 71 au même avis, une autre compagnie exploitant des sables bitumineux a déclaré 1,6 et 4,5 tonnes de rejets de vanadium dans l'air et dans l'eau, respectivement, pour une de ses installations (Environnement Canada, 2009a). La majorité des 258 tonnes de pentoxyde de divanadium produites accidentellement (cendres volantes) par cette industrie en 2006 a été empilée sur place aux fins de recyclage futur.

Dans l'ensemble, les rejets de pentoxyde de divanadium découlant du raffinage et de l'extraction des sables bitumineux devraient être beaucoup moindres que les rejets provenant de la combustion de combustibles fossiles comme il est décrit ci-dessus.

Métallurgie et fabrication d'acier

Un des fabricants de ferrovanadium qui a répondu à l'avis publié en vertu de l'article 71, a déclaré utiliser du pentoxyde de divanadium pour fabriquer des alliages. Comme la réaction chimique pour convertir du pentoxyde de divanadium en ferrovanadium se produit à 1 800 °C, le vanadium émis par les piles n'est probablement sous forme de pentoxyde de divanadium, selon les renseignements présentés par Lee et Wu (2002). Ce fabricant a déclaré que ces émissions dans l'air sont limitées par l'utilisation de filtres à manche installés pour lutter contre la pollution, dont le contenu est ensuite recyclé dans le processus en tant que matière brute. Une quantité de 19 kg de pentoxyde de divanadium a été rejeté dans l'air par cette installation en 2006 (Environnement Canada, 2009a), résultat probable de la manipulation de la matière brute (pentoxyde de divanadium en grains). Le fabricant a en outre déclaré que les effluents des eaux usées sont très limitées en raison de l'absence de processus de nettoyage à l'eau et de la manipulation restreinte de la substance (Environnement Canada, 2009a).

En 2007, trois aciéries ont déclaré des rejets de vanadium à l'INRP, principalement sous la forme de recyclage hors site pour l'une d'entre elles (151 tonnes) (INRP, 2009). Le vanadium est contenu dans les laitiers d'acier qui constituent un sous-produit de la production d'acier (Moskalyk et Alfantazi, 2003). Cependant, étant donné les températures intérieures très élevées des fours électriques à arc (>1 200 °C; Perry et Green, 1984), qui constituent l'une des principales technologies utilisées par les aciéries au Canada, le vanadium contenu dans ce type de laitier n'est probablement sous forme de pentoxyde de divanadium. La même situation s'appliquerait également au vanadium contenu dans la poussière émise dans l'air lors de la fabrication de l'acier. En 2007, l'une des trois aciéries figurant sur la liste de l'INRP a déclaré 1 813 kg de rejets de vanadium dans l'air (INRP, 2009).

Fonderies de métaux et de minéraux et minerais

Les fonderies de fer, de titane, d'uranium et de phosphore produisent du vanadium comme sous-produit en raison de la présence de cet élément dans ces minerais métalliques (CIRC, 2006). La fusion de minerais de fer produit un laitier de vanadium qui contient de 12 à 24 % de pentoxyde de divanadium, utilisé dans la production du métal de vanadium (IPCS, 2001). Le laitier qui contient du vanadium peut être transformé en matériaux de construction; l'utilisation de tels matériaux ne devrait pas libérer des quantités considérables de ce métal dans l'environnement (Chaurand *et al.*, 2007). L'extraction par solvant des minerais d'uranium produit un pentoxyde de divanadium, qui se retrouvera principalement dans l'effluent de l'usine, le reste étant rejeté dans l'air sous forme de particules (PISC, 2001). Parallèlement, les phosphateries qui utilisent un grillage avec sel peuvent rejeter du vanadium dans les effluents et dans les émissions atmosphériques (PISC, 2001). En effet, la température atteinte lors de ce procédé est élevée (plus de 650 °C; Zafar *et al.*, 1996), et on s'attend donc à ce que le vanadium contenu dans la roche phosphatée soit transformé en pentoxyde.

Même s'il existe un potentiel important pour l'exploitation minière du vanadium au Canada, il n'y a actuellement aucune production de vanadium. Au Canada, la plupart des gisements de vanadium se trouvent à Chibougamau (le dépôt du Lac Doré), à Matagami et à Sept-Îles, au Québec, ainsi qu'au Manitoba et en Alberta (Taner *et al.*, 2000). Toutefois, il y a des mines d'uranium et de phosphore pour lesquelles l'extraction peut entraîner le rejet de vanadium dans l'environnement canadien.

Production de ciment

Les cimenteries brûlent des combustibles fossiles, surtout du mazout lourd, pour alimenter les chaudières à haute température utilisées dans la production de ciment (Lafarge Amérique du Nord, 2009). Comme on l'a expliqué plus tôt dans le présent rapport, la combustion de combustibles fossiles rejette du vanadium dans l'atmosphère, vraisemblablement sous forme de pentoxyde de divanadium. Les cimenteries peuvent également utiliser des déchets (p. ex. des vieux pneus) comme combustible (Lafarge Amérique du Nord, 2009), ce qui entraînera la production de cendres lourdes dans les chaudières et de cendres volantes émises par les cheminées. Les cendres lourdes sont recyclées en matériaux de construction comme l'asphalte et le béton (Environnement Canada, 2009a). Étant donné que ces cendres, ainsi que d'autres types de cendres, sont noyées dans les matériaux, on s'attend à ce que les rejets dans l'environnement du vanadium provenant de ces matériaux soient faibles. Enfin, le ciment lui-même peut contenir des niveaux élevés de vanadium, quoique probablement pas sous la forme de pentaoxyde, en raison de sa présence dans la matière brute dont il est fabriqué. Une fois de plus, on s'attend à ce que le vanadium soit immobilisé, dans une certaine mesure, dans le ciment, qui est ainsi considéré comme un matériau inerte aux fins de la présente évaluation.

Usines de pâtes et papiers et scieries

Les fabriques de pâtes et papiers et les scieries représentent la troisième industrie en importance au Canada en termes de quantités de pétrole lourd brûlé, précédées des centrales thermiques et du transport maritime (McPhie et Caouette, 2007). Comme on l'a expliqué plus tôt, la combustion de mazout lourd entraîne la formation de pentoxyde de divanadium. Dans les scieries, la combustion de bois dans des chaudières à écorce est également une source probable d'émission de pentoxyde de divanadium. Conformément à l'avis publié en vertu de l'article 71, les usines de pâtes et papiers et les scieries ont déclaré avoir fabriqué (de façon fortuite) entre 100 000 et 1 000 000 kg de pentoxyde de divanadium en 2006 (Environnement Canada, 2009a). Selon la même réponse, la majorité des rejets de pentoxyde de divanadium sont recueillis et envoyés sous forme de solides dans des décharges sur place et hors site en tant que déchets non dangereux, tandis que le reste est rejeté dans l'air ou dans l'eau. On n'a trouvé aucune déclaration de rejets dans la base de données de l'INRP pour l'année de déclaration de 2007 pour ce secteur (INRP, 2009).

Utilisation comme catalyseur

Les usines de fabrication d'acide sulfurique utilisent le pentoxyde de divanadium comme catalyseur. Certaines de ces usines ont répondu à l'avis publié en vertu de l'article 71 (Environnement Canada, 2009a). Au Canada, en 2006, on a utilisé entre 10 000 et 100 000 kg de pentoxyde de divanadium comme catalyseur (Environnement Canada, 2009a). Selon les renseignements fournis en réponse à l'avis publié en vertu de l'article 71, une grande portion des catalyseurs utilisés est recyclée, tandis que le reste est mis en décharge. Ainsi, les rejets de pentoxyde de divanadium dans l'environnement, causés par son utilisation comme catalyseur, ne devraient pas être importants.

Convertisseurs catalytiques d'automobile

Les convertisseurs catalytiques utilisés dans les automobiles contiennent du pentoxyde de divanadium, qui peut être rejeté dans l'air par le système d'échappement. Étant donné que les émissions sont le résultat d'une abrasion, on peut raisonnablement supposer que le vanadium ne sera pas transformé et qu'il sera effectivement rejeté sous forme de pentoxyde de divanadium. En raison de leur teneur en métaux précieux comme le platine, les convertisseurs catalytiques eux-mêmes sont habituellement recyclés (Puvvada *et al.*, 2002).

Engrais phosphatés

Des quantités-traces de vanadium se trouvent dans les engrais sous forme de résidus, suivant la purification de roches phosphatées (Mortvedt et Beaton, 1995). L'afflux estimatif de vanadium dans le sol par l'application d'engrais phosphatés est de 12 g/ha, lorsque l'application se fait à un taux équivalant à 20 kg de phosphore par hectare (Mortvedt et Beaton, 1995). Suite au grillage avec sel des roches phosphatées, on s'attend à ce que le vanadium se trouve sous forme de pentoxyde de divanadium dans les engrais. Il s'agit donc d'une source de rejet de cette substance dans les terres agricoles.

Épandage de boues d'épuration

Selon les utilisations du pentoxyde de divanadium, sa présence dans les eaux usées industrielles, sous forme dissoute, devrait être négligeable. En effet, cette substance est principalement utilisée pour fabriquer des alliages et comme catalyseurs, deux utilisations pour lesquelles on s'attend à ce que les pertes dans l'eau de procédé soient faibles. Au cours du traitement des eaux usées, les espèces de vanadium dissoutes pourraient se transformer en boues, lesquelles pourraient ensuite être répandues dans des champs agricoles, en fonction de son origine. Toutefois, l'importance de cette source aux rejets dans l'environnement devrait être faible.

Produits ouvrés

Le pentoxyde de divanadium devrait se trouver dans quelques articles manufacturés (p. ex. des batteries, des articles contenant certains pigments). Aucun renseignement n'est

disponible à propos de la quantité d'articles manufacturés contenant du pentoxyde de divanadium importée au Canada. On reconnaît que le pentoxyde de divanadium contenu dans les articles manufacturés rejetés dans les sites d'enfouissement pourraient s'infiltrer dans les eaux souterraines en tant qu'espèces de vanadium dissoutes, en fonction de la présence d'un système de collecte ou de traitement de lixiviat (sur place ou hors site).

Devenir dans l'environnement

Partage

Comme pour la plupart des éléments du tableau périodique, le vanadium peut se trouver sous diverses formes dans l'air ambiant, les eaux souterraines, les eaux de surface, les sols et les sédiments. La modélisation typique de la fugacité ne s'applique pas non plus au pentoxyde de divanadium ni aux ions métalliques que cette substance libère quand elle se dissout parce que, à l'instar des autres substances non volatiles, ces substances exercent une pression partielle nulle et ne manifestent pas de fugacité dans l'air (Diamond *et al.*, 1992).

Le pentoxyde de divanadium est très soluble et de ce fait, il libérera des ions de vanadium pentavalents dès son entrée dans l'eau. Dans les conditions que l'on retrouve habituellement dans les eaux douces oxygènes, les ions vanadate (H_2VO_4^- et HVO_4^{2-}) constitueront les espèces dominantes. Selon des études expérimentales et la modélisation de spéciation, la complexation d'anions de vanadate avec une matière organique dissoute ne semble pas importante. Les preuves obtenues expérimentalement laissent entendre que les anions de vanadate ont moins tendance que les métaux cationiques à s'adsorber sur les matières particulaires dans le sol et les sédiments. En raison de leur caractère anionique, les ions de vanadate sont habituellement plus mobiles dans des milieux alcalins que dans des milieux acides ou neutres. En conditions réductrices (p. ex. eaux de surface anoxiques profondes), le vanadium peut être réduit et passer de la forme pentavalente à la forme tétravalente. Les formes tétravalentes du vanadium peuvent être à charge positive (p. ex. l'ion vanadyle VO^{2+}) dans une solution (Irwin *et al.*, 1997). Une analyse détaillée de ces aspects suit.

Air

Étant un élément non gazeux ayant une pression de vapeur négligeable (tableau 2), le vanadium est rejeté dans l'air principalement sous la forme de fines matières particulaires (MP). Comme on l'a décrit à la section précédente sur les rejets, il y a des sources anthropiques et naturelles de vanadium pour l'atmosphère. Les sources anthropiques sont principalement la combustion de combustibles fossiles qui transformera les complexes organovanadium endogènes en oxydes, y compris la forme pentoxyde (PISC, 2001). Selon la taille de la MP avec laquelle le pentoxyde de divanadium est associé, la MP se déplacera dans l'air sur une certaine distance avant de se déposer dans des milieux

aquatiques ou terrestres. Sa voie d'acheminement est décrite de façon plus détaillée à la section Évaluation de l'exposition de l'environnement du présent rapport.

Eau

Solubilité et dissociation

Du fait de sa solubilité aqueuse relativement élevée (tableau 2), le pentoxyde de divanadium se dissout et libère des ions de vanadium pentavalent dès son entrée dans l'eau. Étant un élément de transition de la première rangée, le vanadium a tendance à exister dans des états d'oxydation élevés, et les ions de vanadium formeront des complexes oxy dans des solutions aqueuses (Cotton et Wilkinson, 1988). Toutefois, la chimie aqueuse du métal est complexe et fait intervenir un vaste éventail d'espèces oxygénées pour lesquelles la stabilité dépend principalement de l'acidité et du niveau d'oxygène des eaux réceptrices. Dans des conditions que l'on retrouve habituellement dans des eaux douces oxiques (c.-à-d. pH entre 5 et 9; potentiel d'oxydo-réduction [E_h] entre 0,5 et 1 volt), les oxyanions pentavalents H₂VO₄⁻ et HVO₄²⁻ (que l'on appelle également ions de vanadate) formeront l'espèce dominante dans une solution (Brookins, 1988; Takeno, 2005). L'étude de la spéciation du vanadium dans un échantillon d'eau de lac dont le pH était de 7,5, Fan *et al.* (2005) n'ont pas décelé d'états d'oxydation de vanadium (IV), ce qui vient appuyer l'idée selon laquelle des formes pentavalentes dominent la spéciation du vanadium dans des eaux douces neutres de surface. En fin de compte, on peut souligner que la polymérisation d'espèces oxygénées de vanadium augmentera avec les augmentations de leurs concentrations (plus de 10⁻⁴ M ou 18,2 mg/L : Jennette, 1981) et sera plus fréquente dans l'eau de mer (Pettersson, 1993).

On s'attend à ce que le vanadium soit plus mobile en conditions oxydantes qu'en conditions réductrices (Garrett, 2005), traduisant en partie la différence de mobilité des formes anioniques oxydées et formes cationiques réduites. En général, les formes oxydées sont moins mobiles en conditions acides qu'en conditions neutres ou alcalines (Reimann et de Caritat, 1998). Par exemple, les espèces H₂VO₄⁻ et HVO₄²⁻ comptent parmi les formes les plus mobiles de vanadium dans des eaux oxiques naturelles (Crans *et al.*, 1998). On peut supposer qu'il y a, comme conséquence possible de cet entendement, un manque de motivation chez les chercheurs pour entreprendre une étude détaillée de la complexation du vanadium en solution – on a trouvé seulement trois études sur le sujet. Wanty et Goldhaber (1992) ont examiné la complexation de vanadium (V) par oxalate, un acide organique que l'on trouve en concentrations plutôt faibles dans la plupart des eaux naturelles, et ils ont été en mesure de calculer des constantes thermodynamiques. Lu *et al.* (1998) ont étudié en laboratoire les interactions chimiques entre des substances humiques (SH) aquatiques et des ions de vanadate. Les substances humiques ont été extraites de l'eau de marécages près d'un lac en Australie. Les spectres de résonnance magnétique nucléaire ont démontré que les manomères de vanadate (V₁) sont en mesure de former des complexes avec des substances humiques (complexes HS-V₁). Les auteurs ont obtenu une constante de stabilité K de 108 M⁻¹ à un pH de 7,2 en se fondant sur la formule [HS-V₁]/[HS][V₁], où [] sont des concentrations molaires aqueuses. Linnik *et al.* (2003) ont étudié la répartition du vanadium parmi ses formes dissoutes dans des

échantillons d'eau douce recueillis dans des plans d'eau d'Ukraine. Ils ont réalisé des études d'oxydation et de réduction à un pH variant entre 2,9 et 8,5, utilisant des concentrations d'acides humiques et fulviques variant entre 20 et 200 mg/L. Aucun renseignement n'a été fourni quant au pH, au Eh, ou au carbone organique dissous (COD) des échantillons d'eau. Leurs mesures ont indiqué que de 4 à 49 % du vanadium dissous se trouvait dans un état non lié sous la forme de vanadium (V). La majorité du vanadium faisait partie de complexes avec une matière organique naturelle (probablement sous la forme de vanadium (IV)). Aucune constante de stabilité n'a été obtenue.

Modéliser la spéciation en solution

Étant donné la grande influence de la spéciation chimique sur la biodisponibilité des métaux dans les systèmes aquatiques, on a déterminé la spéciation inorganique du vanadium dans les eaux de surface canadiennes ayant diverses caractéristiques physiques et chimiques (tableau 4 et annexe 1). On considère les caractéristiques de ces eaux de surface représentatives des régions pour lesquelles les rejets de pentoxyde de divanadium dans l'environnement sont élevés et pour lesquelles on a élaboré un scénario d'exposition (voir la section Évaluation d'exposition écologique).

Tableau 4. Résultats modélisés pour la spéciation chimique du vanadium dans les eaux de surface oxiques pertinentes au Canada

Type d'eau	Caractéristiques physiques et chimiques générales			Proportion de V aqueux total (%)		
	Degré de minéralisation	Degré d'acidité	Teneur en COD	HVO ₄ ²⁻	H ₂ VO ₄ ⁻	HS-V ₁
Région des Prairies						
Lac Wabamun (Alberta)	Élevé Cond. ~ 500 µS/cm	Alcalin; pH ~ 8	Élevée > 10 mg/L	38,6	61,4	<< 1
Bouclier précambrien						
Rivière Allard Rivière	Faible Cond. ~ 60 µS/cm	Neutre; pH ~ 7	Élevée > 10 mg/L	2,9	97,1	<< 1
Colombière Québec	Faible Cond. ~ 30 µS/cm	Légèrement acide; pH ~ 6,5	Élevée > 10 mg/L	< 1	99,3	<< 1
Eau de mer						
Golfe du Saint-Laurent (Est du Canada)	Très élevé Salinité ~ 32 ppm	Alcalin; pH ~ 8	Très faible < 1 mg/L	47,7	52,3	<< 1

Abréviations : Cond. Conductibilité électrique; ppm partie par millier; COD : Carbone organique dissous; HS-V₁ : Complexe vanadate avec substances humiques.

Des estimations modélisées indiquent que les espèces H₂VO₄⁻ et HVO₄²⁻ dominent la spéciation chimique dans tous les types d'eau pris en considération, avec une contribution mineure (moins de 1 %) de complexes HS-V₁ (tableau 4). Ces estimations de spéciation sont des approximations, mais elles sont conformes aux constatations faites par Shiller et Boyle (1987) concernant le comportement du vanadium dans les rivières. Des manipulations de l'eau du Mississippi, qui consistaient à modifier le vanadium dissous en ratios de matières organiques dissoutes, ont laissé entendre que la complexation avec des matières organiques dissoutes (DOM) n'avait pas d'importance. En outre, des comparaisons de concentrations de vanadium dans des échantillons d'eau filtrées (0,4 µm) et non filtrés (10⁵ poids moléculaire daltons seuil de coupure) de trois cours d'eau américains ont indiqué que ce métal n'est pas présent dans une proportion significative sous la forme de colloïdes ou de complexes à poids moléculaire élevé dans ces eaux. Par la suite, à l'aide d'un ensemble de données portant sur 71 cours d'eau aux États-Unis, Shiller et Mao (2000) ont déterminé que le carbone organique dissous (COD) pouvait jouer un rôle « secondaire » mais tout de même important sur les concentrations de vanadium dissous de type fluvial.

On sait de façon générale que la méthylation des métaux fait augmenter leur potentiel de bioaccumulation. Jusqu'à maintenant, on ne dispose d'aucun élément de preuve de formes méthylées du vanadium dans l'environnement.

Sédiments

Nous savons depuis longtemps que les sédiments servent de puits aux métaux-traces dans les systèmes aquatiques (Förstner et Wittmann, 1981) même pour des éléments plus mobiles comme le vanadium (Johannesson *et al.*, 2000). Le flux de matières particulaires

en suspension dans les eaux de surface agit comme une « bande transporteuse » grâce à laquelle les métaux sont « récupérés », adsorbés par ce mécanisme ou incorporés dans les particules produites *in situ* ou d'origine allochtone. À leur tour, ces particules descendent dans la colonne d'eau et finissent par se déposer sur les sédiments benthiques (Santschi, 1984).

Plusieurs facteurs contrôlent les concentrations de vanadium dans la colonne d'eau, notamment l'altération chimique météorique des roches silicatées (Shiller et Mao, 2000), ainsi que l'équilibre adsorption/désorption entre les phases particulaires et dissoutes, qui varient selon les changements du pH (Harita *et al.*, 2005), les réactions d'oxydoréduction (Wang et Sañudo-Wilhelmy, 2009), les concentrations aqueuses d'oxydes ferriques et d'oxydes de manganèse (Harita *et al.*, 2005) et les niveaux de sulfure d'hydrogène (Wanty et Goldhaber, 1992) et la matière organique (Szalay et Szilágyi, 1967). En général, le vanadium est plus soluble dans des eaux alcalines et oxydantes que dans des eaux acides et réductrices. Par exemple, lorsque le vanadium (V) est réduit à vanadium (IV) en raison d'une diminution du potentiel de redox, les espèces de vanadium (IV) dissoutes sont habituellement cationiques et, par conséquent, plus facilement adsorbées dans des particules ou complexées avec de la matière organique, ce qui entraîne un dépôt dans les sédiments (Wang et Sañudo-Wilhelmy, 2009). Harita *et al.* (2005) ont démontré en laboratoire que le retrait de vanadium dissous dans une eau oxygénée augmente avec une hausse du niveau d'oxyde de fer mais demeure négligeable sous une concentration d'oxyde de fer de 100 nmol/L.

Les coefficients de partage disponibles pour les sédiments en suspension-eau ($K_{\text{séd. susp.-eau}}$) et sédiments-eau ($K_{\text{séd.-eau}}$) sont donnés au tableau 2. Les valeurs de $\log K_{\text{séd. susp.-eau}}$ varient sur deux ordres de grandeur ($\log K_{\text{séd.-eau}} = 3,15$ à $5,47$), probablement en raison de la méthodologie utilisée pour obtenir les coefficients et les caractéristiques de l'eau qui a servi à leur détermination, y compris le substrat lui-même (c.-à-d. les sédiments en suspension). Dans le cas des plans d'eau qui favorisent une forte tendance à la sorption du vanadium sur les particules solides, une proportion importante des formes dissoutes de ce métal se retrouvera dans des sédiments suite au dépôt des particules en suspension (Hamilton-Taylor et Willis, 1984).

Sols

À l'instar des sédiments, les sols sont d'importants puits pour les métaux rejetés par des sources naturelles et anthropiques. Après l'entrée de pentoxyde de divanadium dans le sol, des processus de transformation feront intervenir une dissolution, un partage et un vieillissement. Ce dernier désigne les lentes réactions qui transfèrent les métaux de masses labiles à des masses insolubles (Smolders *et al.*, 2007). En général, la biodisponibilité des métaux est régie par la mobilité et la solubilité des formes géochimiques (Smolders *et al.*, 2007).

Dans le sol, le comportement du vanadium est lié aux propriétés physiques et chimiques du sol et du composé contenant du vanadium qui entre dans ce milieu. Par exemple, Smolders *et al.* (2007) ont modifié un sol sableux à l'aide de pentoxyde de divanadium à une concentration de 250 mg/kg. Après 2 et 24 semaines d'incubation, les concentrations de vanadium dans une eau interstitielle étaient respectivement de 19,8 et 7,5 mg/L, ce qui indique que le taux de vieillissement était supérieur à celui de la dissolution, avec la

conséquence que les concentrations sol-eau interstitielles ont diminué au fil du temps. Ces données indiquent qu'une dissolution rapide a entraîné une hausse initiale de la concentration de vanadium dans l'eau interstitielle, suivie d'un vieillissement plus lent, qui a éventuellement provoqué une diminution de la concentration de vanadium. Les preuves obtenues expérimentalement laissent entendre que, de façon générale, le vanadium est plus mobile et qu'on le trouve dans des fractions plus labiles dans des sols alcalins que dans des sols neutres ou acides (tableau 5). Fiorentino *et al.* (2007) ont décrit un cas de contamination naturelle de l'eau souterraine par du vanadium (plage de concentrations allant de 0,05 à 2,5 mg/L) dans un sol de loess sableux de bonne porosité et perméabilité et riche en minerais résistant aux intempéries. Le pH du sol n'a pas été mentionné, mais le pH moyen de l'eau souterraine était de 7,36.

Les coefficients de partage sol-eau obtenus pour les sols canadiens varient entre 2,58 et 5,08 ($\log K_{\text{sol-eau}}$; tableau 2). Ces coefficients se fondent sur des études de désorption; on s'attendrait à des valeurs inférieures pour des études d'adsorption. En général, les propriétés de partage du vanadium varieront en fonction de deux aspects, le composé de vanadium ajouté au sol et les caractéristiques du sol.

Tableau 5. Formes de vanadium et rétention du vanadium dans des sols de propriétés physiques et chimiques diverses

Sol			Rétention et/ou formes du vanadium	Référence
Type	Caractéristiques :	pH		
Sols sulfatés acides	--	< 4	Le vanadium non enrichi dans une rivière (eau et sédiments) et son estuaire, qui draine ces sols; preuve d'une forte rétention en fractions dans le sol réfractaire	Nordmyr <i>et al.</i> , 2008
Sable et gravier (site industriel)	Sable : 65-85 % Limon : 13-33 % Argile : 2-5 % Carbone organique : 0,6-1,5 %	4,4-6,8	% de vanadium trouvé dans des fractions: Détritique : 57-93 % Oxyde fer-manganèse : 2,5-38 % Indécelable dans des fractions plus labiles.	Abollino <i>et al.</i> , 2006
Sable fin	CEC ^a : 131 mmol/kg Carbone organique : 46 g/kg Fer extractible : 4,6 g/dm ³	< 6	70 à 80 % du vanadium (V) ajouté conservé par chaque sol à un pH de 4; 65 à 90 % du vanadium (V) ajouté conservé par chaque sol à un pH de 6. La lixivialité du vanadium augmente avec le pH. Résultats indépendants de la composition du sol.	Mikkonen et Tumnavuori, 1994
Sable fin	CEC : 134 mmol/kg Carbone organique : 23 g/kg Fer extractible : 5,1 g/dm ³	6,1		
Argile	CEC : 347 mmol/kg Carbone organique : 42 g/kg Fer extractible : 6,6 g/dm ³	> 7		
Loam sableux (site industriel)	SiO ₂ : 40 % Fe ₂ O ₃ : 17 % CaO : 18 % Carbone organique : 0,6 %	8,8	21 % de tout le vanadium dans des fractions mobilisables (extraction d'AEDT)	Terzano <i>et al.</i> , 2007

^a CEC : Pouvoir d'échange cationique

Les coefficients de partage sol-eau ($\log K_{se}$) obtenus pour les sols canadiens varient de 2,58 à 5,08 (Sheppard *et al.*, 2007; tableau 2). Ces coefficients sont basés sur des études de désorption. Ainsi, des valeurs plus faibles seraient attendues d'études sur l'adsorption. Généralement, le comportement de partition du vanadium va varier selon le composé de vanadium ajouté au sol et des caractéristiques du sol.

Il devrait être ajouté que le pentoxyde de divanadium non dissous (comme substance d'origine) se trouverait seulement dans des sols relativement secs. Rejeté dans un sol sec, le pentoxyde de divanadium demeurera principalement sur place, une partie percolant localement dans le sol ou jusque dans les écosystèmes d'eau souterraine ou de surface quand le sol est trempé par la pluie ou par l'eau de la fonte de la neige ou de la glace.

Persistance dans l'environnement

On considère qu'un ion métallique ou non métallique est infiniment persistant parce qu'il ne peut se dégrader davantage. Pour la plupart des composés métalliques, c'est l'ion métallique potentiellement disponible qui est libéré (en quantités plus ou moins grandes) au contact de l'eau qui est le groupe caractéristique toxicologique préoccupant. On considère qu'un composé d'origine dont les ions métalliques persistants sont libérés répond aux critères de persistance prévus par la réglementation (Environnement Canada, 2003).

Le pentoxyde de divanadium est considéré persistant parce que les ions pentavalents du vanadium qui sont libérés dans une solution lorsqu'il se dissout ne peuvent pas être dégradés de façon irréversible. Comme on l'a souligné précédemment, selon les conditions ambiantes de pH et de E_h , le vanadium pentavalent peut être réduit (p. ex. à du vanadium tétravalent), mais en principe, cette transformation est réversible. Le pentoxyde de divanadium répond donc aux critères de la persistance pour tous les milieux exposés (c.-à-d. dans l'air, l'eau le sol et les sédiments) dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Biodisponibilité

Colonne d'eau

Plusieurs auteurs ont remarqué la similarité de l'oxyanion $H_2VO_4^-$ avec la structure de l'oxyanion endogène $H_2PO_4^-$ (Jennette, 1981; Clarkson, 1993: voir figure. 1), ce qui laisse croire à un mécanisme possible d'assimilation du vanadium par les organismes aquatiques. Il y a de plus en plus de preuves qui indiquent que l'anion de vanadium est biodisponible, entrant dans des cellules vivantes par des systèmes d'échange d'anions dédiés au phosphate dans un phénomène que l'on appelle le mimétisme ionique. Par exemple, les expériences réalisées par Luecke et Quiocchio (1990) ont démontré qu'il existe un mécanisme moléculaire qui transporte activement le phosphore dans les cellules et organelles principalement sous la forme d'orthophosphate monobasique ou dibasique (c.-à-d., $H_2PO_4^-$ ou HPO_4^{2-}). En outre, Cantley *et al.* (1978) ont démontré que le

vanadium peut pénétrer dans les cellules sanguines par l'entremise de l'adénosine triphosphate (ATP) ase Na⁺ or K⁺. L'ion de vanadate se lie à un site sur l'enzyme propre au phosphate.

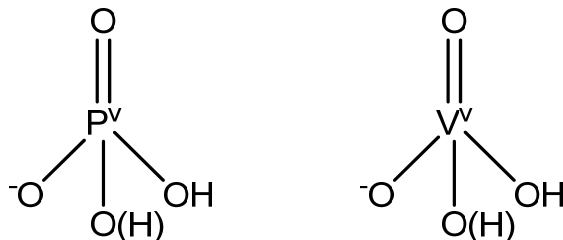


Figure 1. Structures tétraédriques semblables d'ions de phosphate et de vanadate. Ces ions monovalents et partiellement ionisés seront stables dans des solutions allant de neutres à légèrement acides (adapté de Clarkson, 1993).

Conformément au mimétisme ionique de vanadium décrit plus tôt, c'est la preuve donnée par l'analyse documentaire ci-dessus et la modélisation qui soulignent l'importance des espèces de vanadate dans les eaux de surface canadiennes pertinentes (tableau 4).

Couillard *et al.*, (2008) ont déployé, sur une période de 17 jours, des spécimens de l'amphipode *Hyalella azteca* le long de gradients de contamination métallique dans deux rivières (les rivières Allard et Colombière dans le tableau 4 et l'annexe 1) touchées par l'exploitation de mines de métaux dans le Nord-Ouest du Québec. Le vanadium avait été accumulé par des organismes transplantés proportionnellement à la dose (c.-à-d., en tant que fonction de vanadium en phase dissoute) (figure 2). Dans cette étude, on a obtenu une relation positive semblable pour l'anion d'antimoine. À titre de comparaison, on n'a trouvé aucune relation entre le cadmium bioaccumulé et le cadmium dissous dans des spécimens transplantés. Il est notoire que le calcium dissous, la dureté de l'eau, la complexation inorganique avec des ions majeurs et le pH influent beaucoup sur la biodisponibilité du cation de cadmium (Campbell, 1995). Ces résultats viennent appuyer l'idée que le vanadium dissous total est biodisponible et représente un bon précurseur de bioaccumulation dans les organismes qui profitent le plus de leur colonne d'eau (c'est le cas pour *H. azteca* : Borgmann *et al.*, 2007). Les ions de vanadate (H₂VO₄⁻ et HVO₄²⁻) sont probablement les espèces chimiques dominantes du vanadium dissous dans ces eaux oxiques (les rivières Allard et Colombière au tableau 4), et sont probablement des formes importantes dans des eaux oxiques plus minéralisées ainsi que dans l'eau de mer (tableau 4).

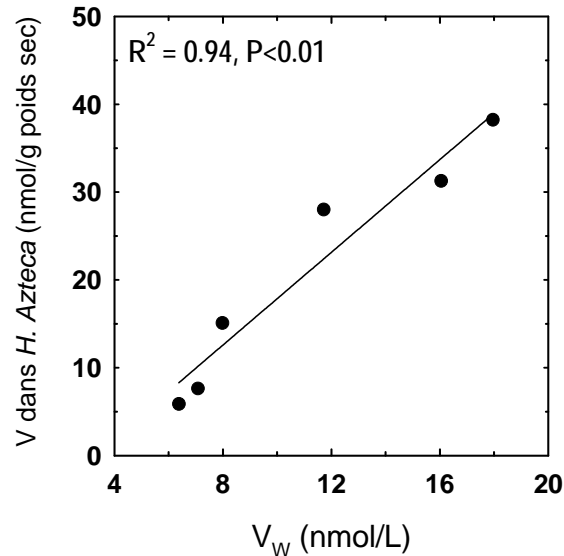


Figure 2. Relation entre les concentrations de vanadium dans l'amphipode *H. azteca* et les concentrations de vanadium dissous moyennes après 17 jours de déploiement dans deux rivières touchées par l'exploitation de mines de métaux dans le Nord-Ouest québécois. Les concentrations de la masse totale ont été corrigées pour le temps 0, les concentrations de fond. On a obtenu les niveaux de vanadium dissous après avoir filtré les échantillons d'eau sur des membranes de 0,45- μ m et on les a corrigés en fonction des échantillons-témoins. Les données pour les deux rivières sont combinées dans ces relations (3 sites par rivière et 5 périodes d'échantillonnage par site) – leurs caractéristiques physiques et chimiques sont à peu près semblables (adapté de Couillard *et al.*, 2008).

Sédiments et sols

Les sédiments et les sols sont des milieux beaucoup plus complexes que les eaux de surface et, en conséquence, la détermination de la biodisponibilité de métaux dans ces milieux n'est pas simple. Toutefois, les exemples donnés ci-dessous laissent entendre que la solubilité et les formes labiles jouent un rôle important dans la détermination de la biodisponibilité du vanadium dans ces milieux.

Snodgrass *et al.* (2005) ont exposé en laboratoire les larves de la grenouille verte *Rana clamitans* à des sédiments contaminés par des métaux. Les traitements avec des sédiments comprenaient du sable propre (concentration de vanadium : 2,3 μ g/g de poids sec (p.s.)), des sédiments provenant d'un bassin de décantation (69 μ g/g p.s.) de déchets de combustion de charbon et des sédiments touchés par l'exploitation de mines de métaux (73 μ g/g p.s.). Les concentrations de vanadium étaient 4 fois plus élevées dans les larves exposées aux sédiments de déchets de combustion de charbon que dans celles exposées aux sédiments de mines. Ce résultat indique qu'il y a des différences dans la spéciation chimique favorisant une biodisponibilité accrue et une bioaccumulation subséquente du vanadium dans les sédiments de déchets de combustion de charbon.

Tyler (2004) a évalué la biodisponibilité pour des hêtres de 50 éléments cationiques mesurés dans l'horizon d'humus d'un podzol forestier. Les ratios de concentration racine/

sol organique (R/S) ont été calculés puis on a tenu compte des caractéristiques ioniques des éléments, y compris le rayon ionique (r), la charge ionique (z), et le potentiel ionique (IP: z/r). Le potentiel ionique (PI) était inversement relié aux ratios R/S ($R^2=60\%$; $P<0,001$). Il convient de noter qu'un potentiel ionique (PI) bas (c.,=à-d., Na^+ ou K^+) est lié à une tendance moins importante à s'adsorber dans la matrice du sol et ainsi à une tendance plus grande à se transformer dans l'eau interstitielle du sol, ce qui favorise probablement l'absorption des racines (communication personnelle de Peter Campbell, Institut National de la Recherche Scientifique – Centre Eau, Terre et Environnement, en réponse aux commentaires relatifs à l'examen, en janvier 2010, source non citée). On a supposé que le vanadium était sous forme d'ions de vanadyle dans ce sol acide (VO^{2+}), un cation ayant un PI élevé, dans ce sol acide. Une faible valeur de R/S en est résultée, ce qui indique que cet ion n'était pas facilement accumulé par les racines des hêtres, ce qui explique sa faible biodisponibilité.

Martin et Kaplan (1998) ont mené une étude sur le terrain afin d'examiner la mobilité du cadmium, du tellure et du vanadium dans un sol de sable loameux et la disponibilité de ces métaux pour les plants de haricot. Le sol, qui avait une faible capacité d'échange cationique mais qui était riche en oxydes de fer et d'aluminium a été chaulé (afin d'améliorer la croissance des plants) avant d'ajouter des sels métalliques solubles, (VOSO_4 pour le vanadium). Le vanadium extractible a diminué de façon marquée au cours des 18 premiers mois après le traitement et l'on a observé un faible mouvement vertical dans la colonne de sol. En outre, les concentrations et les quantités de vanadium dans les racines et les tissus végétaux au-dessus du sol sont demeurées faibles et n'ont pas changé de façon significative au cours de cette période. On a interprété ces résultats comme une transformation du vanadium en formes non disponibles provoquées par le vieillissement (et non la lixiviation). Les auteurs ont laissé entendre que parce que le sol traité était oxygène et légèrement acide (pH de 6,8), les oxydes de fer et d'aluminium offraient des sites de charge positive pour les ions de vanadate complexes à charge négative également présents dans ce pH (le point de charge nul de la goéthite est un pH de 7,8), ce qui, par conséquent, abaissait sa biodisponibilité du vanadium.

Potentiel de bioaccumulation

La bioaccumulation des métaux, – comme celle des substances organiques, est préoccupante en raison de la toxicité chronique possible pour les organismes qui accumulent ces substances dans leurs tissus et de la toxicité possible pour les prédateurs qui mangent ces organismes. Habituellement, on quantifie le potentiel de bioaccumulation en déterminant soit un facteur de bioconcentration (FBC), soit un facteur de bioaccumulation (FBA). Toutefois, ces ratios font parfois l'objet de critiques lorsqu'on les applique aux métaux car on les considère peu utiles pour prédire les risques associés aux métaux (Schlekat *et al.*, 2007). Par exemple, certains métaux peuvent, de façon naturelle, présenter une forte accumulation du milieu environnant en raison de leur essentialité nutritionnelle. En outre, tant les métaux essentiels que non essentiels peuvent être régulés de manière interne à l'intérieur de marges relativement étroites par les mécanismes homéostatiques et de détoxification d'un grand nombre d'organismes. Il

s'ensuit que lorsque les concentrations ambiantes de métaux sont faibles, les valeurs du FBC et du FBA sont souvent élevées. Réciproquement, lorsque les concentrations de métaux ambiantes sont élevées, les valeurs du FBC et du FBA ont tendance à être plus basses (BCF : McGeer *et al.*, 2003; FBA : DeForest *et al.*, 2007). Ainsi, on peut observer des relations inverses entre les valeurs du FBC et du FBA et les concentrations d'exposition aux métaux, et cela complique l'interprétation des valeurs FBC/FBA. Les concentrations naturelles de fond chez les organismes peuvent contribuer à ces tendances négatives (p. ex. Borgmann et Norwood, 1995). En outre, des relations inverses peuvent également se produire pour les éléments non essentiels, étant donné qu'il existe un nombre infini de sites de fixation pour ces métaux dans les organismes, lesquels pourraient devenir saturés à des concentrations plus élevées (p. ex. Borgmann *et al.*, 2004; MacLean *et al.*, 1996).

Colonne d'eau

Compte tenu de ces questions, on a élaboré un modèle de saturation mécaniste dans le cas de la bioaccumulation de métaux à l'aide de l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca* comme organisme d'essai (Borgmann *et al.*, 2004; Norwood *et al.*, 2007). Ce modèle peut estimer le FBC en fonction d'une accumulation de métaux corrigée à une concentration aqueuse faible, ce qui évite le lien susmentionné en fonction de la concentration. En outre, ces chercheurs ont démontré ce qui suit : (i) il y a létalité lorsque les concentrations dans les tissus dépassent une concentration corporelle critique et (ii) les concentrations corporelles critiques semblent relativement constantes pour un éventail de différents métaux non essentiels ou peu essentiels malgré les grandes différences dans les concentrations hydriques qui donnent lieu à une toxicité chronique (p. ex. Schlekat *et al.*, 2007). On peut donc déduire de ces deux points que lorsque l'assimilation d'un métal donné est plus efficace, il faut une concentration d'eau moindre pour atteindre le seuil de toxicité chronique dans les tissus. Conformément à cet énoncé, les chercheurs ont observé une forte relation négative entre les estimations de toxicité chronique et les valeurs du FBC et du FBA pour les métaux et les non-métaux peu ou non essentiels (en laboratoire : Norwood *et al.*, 2007; Schlekat *et al.*, 2007; sur le terrain : Couillard *et al.*, 2008). Cette relation tient parce que la concentration totale de métaux dans le corps pour *Hyalella* est probablement reliée à la concentration du métal au site d'action toxique. En principe, les animaux qui ont des stratégies de prise en charge des métaux qui ne comprennent pas d'importantes masses de métaux stockés sous des formes détoxifiées, peuvent présenter des liens étroits entre les ratios de bioaccumulation (FBA et FBC) et la toxicité chronique (Couillard *et al.*, 2008).

Le vanadium est probablement essentiel aux systèmes d'enzymes qui fixent l'azote de l'atmosphère (i.e., bactéries). Il est concentré par certains organismes (certaines algues et des invertébrés marins), mais sa fonction dans ces organismes n'est pas certaine (Nielsen, 1991; Markert, 1994; PISC, 2001). Il y a également lieu de se demander si d'autres types d'organismes ont besoin du vanadium.

La sélection des études pour évaluer le potentiel de bioaccumulation du vanadium s'appuie sur les connaissances susmentionnées et sur les méthodologies approuvées pour

obtenir les FBC et les FBA (OCDE, 1996, 1993; Arnot et Gobas, 2006). L'annexe 2 énumère les considérations et les critères utilisés pour l'évaluation de la qualité des données sur les FBC et les FBA. Compte tenu que ces ratios sont moins significatifs dans le cas d'organismes ayant d'importants bassins de métaux inertes, les études sur la bioaccumulation à l'aide de plantes hyper-accumulatrices (p. ex. les bryophytes aquatiques : Samecka-Cymerman *et al.*, 2005) ou d'animaux qui accumulent le vanadium dans de grands bassins de métaux inertes (p. ex. ascidies marines : Michibata et Kanamori, 1998) ont été omises. Au moment où les données ont été disponibles, seules les concentrations de métaux dans les tissus mous seulement ont été prises en considération dans le cas des invertébrés avec des exosquelettes ou des coquilles, lorsqu'une telle information était disponible. Il faudrait souligner que d'autres administrations peuvent utiliser des critères différents pour choisir et évaluer les études qui ont trait à la bioaccumulation des métaux. La sélection et l'interprétation des valeurs des FBC et des FBA peuvent donc différer parmi les évaluations réalisées par les divers pays.

Le tableau 6 représente *les valeurs empiriques de FBC et de FBA jugées conformes aux critères et aspects décrits à l'annexe 2*. Les données présentées concernent les formes pentavalentes du vanadium mesurées comme un élément et non la substance pentoxyde de divanadium. Comme on l'a expliqué dans des sections antérieures du rapport, en raison de sa forte solubilité dans l'eau, le pentoxyde de divanadium se dissoudra et se transformera en ions de vanadate. Ces ions sont potentiellement biodisponibles et ils peuvent être absorbés par les organismes. Sauf indication contraire, toutes les valeurs de FBC/FBA mentionnées au tableau 6 se fondent sur des concentrations mesurées de l'élément vanadium.

Tableau 6. Données empiriques choisies pour estimer le potentiel de bioaccumulation du vanadium dans les organismes aquatiques¹

Organisme d'essai	Genre d'étude		Preuve de SS	Paramètre	Valeurs du FBC – poids frais (L/kg)	Référence
Amphipode d'eau douce <i>Hyaella azteca</i>	Sur le terrain	Tr	Oui	FBA	333 (n=6)	Couillard <i>et al.</i> , 2008
Poisson d'eau douce <i>Jordanella floridae</i>	Lab	SS	Oui	FBC	27,9 ² (n=2)	Holdway <i>et al.</i> , 1983
Anguille européenne (eau douce) <i>Anguilla anguilla</i>	Lab	SS	Oui pour le sang; non pour les autres organes	FBC	5 (sang) 32 (rein) 15 (foie) 13 (os) 1,6 (carcasse) (n=1)	Bell <i>et al.</i> , 1980
Hydres d'eaux saumâtres <i>Cordylophora caspia</i>	Lab ³	SS	Oui	FBC	13,5 (n=2)	Ringelband et Helh., 2000

Organisme d'essai	Genre d'étude		Preuve de SS	Paramètre	Valeurs du FBC – poids frais (L/kg)	Référence
Palourde d'eau de mer <i>Venerupis decussata</i>	Sur le terrain	Tr	Oui	FBA	25 mm ⁴ : 30 36 mm ⁴ : 24 (n=4)	Gomez-Ariza <i>et al.</i> , 1999
Marine shrimp <i>Lysmata seticaudata</i>	Lab	SS	Oui	FBC	11 (n=8)	Miramand <i>et al.</i> , 1981
Crabe d'eau de mer <i>Carcinus maenas</i>	Lab	SS	Oui	FBC	12 (n=8)	Miramand <i>et al.</i> , 1981
Moules d'eau de mer <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Lab	SS	Oui	FBC	5 ⁵ (n=2)	Miramand <i>et al.</i> , 1980

Abréviations : FBA : facteur de bioamplification; FBC : facteur de bioconcentration; n : nombre d'échantillons SS : État d'équilibre et étude à l'état d'équilibre; Tr : Étude à l'état d'équilibre conjuguée à une transplantation ou un déploiement.

- ¹ Les FBC et les FBA exprimés en poids sec ont été convertis en poids frais au moyen de la formule 0,2 g sec par 1 g frais, qui constitue un facteur raisonnable de conversion dans le cas des invertébrés et des poissons (p. ex. Ikemoto *et al.*, 2008). Lorsque des données publiées le permettaient, on corrigeait les concentrations corporelles dans le cas des concentrations de vanadium dans l'intestin, et on corrigeait les ratios de bioaccumulation (FBC et FBA) pour les concentrations de vanadium de fond dans l'organisme d'essai et l'eau.
- ² Seul le FBC déterminé au plus bas niveau d'exposition, 0,041 mg/L, a été pris en considération parce qu'il s'agit de la seule concentration qui n'a pas provoqué d'effet observé sur la croissance ou la reproduction comparativement aux organismes témoins.
- ³ Seules les concentrations nominales ont été déclarées.
- ⁴ Longueur de la coquille; les FBA fondés uniquement sur le vanadium dans les tissus mous.
- ⁵ Valeur fondée uniquement sur le vanadium dans les tissus mous.

Comme l'illustre le tableau 6, les valeurs expérimentales de FBC et de FBA de qualité acceptable mentionnées pour les poissons et les invertébrés aquatiques varient entre 1,6 et 333 L/kg poids frais. Les deux FBA moyens obtenus lors d'études sur le terrain ont été déterminés dans un contexte de contamination polymétallique qui pourrait avoir une incidence sur la bioaccumulation du vanadium (Gomez-Ariza *et al.*, 1999; Couillard *et al.*, 2008). Toutefois, ils offrent le net avantage d'être réalistes au plan écologique et d'intégrer toutes les voies d'exposition.

Les résultats obtenus par Couillard *et al.* (2008) avec *H. azteca* offrent un intérêt pour la présente évaluation car cet amphipode est un organisme très sensible pour ce qui est de la toxicité des métaux (Borgmann *et al.*, 2005). En outre, *Hyalella* est un genre largement réparti dans tout le Canada et se retrouve souvent en abondance dans les habitats d'eau douce (Witt et Hebert, 2000). À l'heure actuelle, on dispose de peu d'orientation pour la mesure sur le terrain des FBC et des FBA. Weisbrod *et al.* (2009) indiquent que la mesure de la bioaccumulation dans la nature peut reposer sur des populations naturelles ou un déploiement d'organismes bioindicateurs, et exige des mesures fiables des concentrations chimiques dans les biotes et les milieux d'exposition concernés. L'approche adoptée par Couillard et ses collègues (2008) comprenait la transplantation de spécimens le long de gradients de contamination métallique, l'utilisation de méthodes fiables pour analyser les métaux dans l'eau et les tissus, et l'intégration des caractéristiques clés de méthodologies pour obtenir les valeurs de FBC (OCDE, 1993, 1996; Borgmann *et al.*, 2004), à savoir :

- la nécessité d'avoir au moins trois niveaux de traitement de faible exposition (c.-à-d. nettement sous la toxicité aiguë) par métal pour les espèces visées par les essais. Couillard *et al.*, (2008) ont utilisé six sites de déploiement en tout;

- pour un métal donné, la nécessité d'obtenir une isotherme d'absorption avec une inclinaison d'environ 1; cette isotherme se définit comme étant la relation log-log entre la concentration chimique dans l'organisme d'essai et celle dans l'eau (OCDE, 1993). Cette condition équivaut à atteindre l'état d'équilibre entre l'organisme et les « milieux », en l'occurrence l'eau, pour le métal étudié.

Ces deux exigences ont été remplies pour le vanadium. Les spécimens ont été éviscérés avant d'effectuer les analyses de métaux. Les concentrations corporelles totales ont été corrigées pour la première concentration, la concentration de fond, et les niveaux de vanadium dissous ont été corrigés pour les échantillons-témoins (figure 2). Il doit être signalé que la bioassimilation du vanadium dans la nature par *Hyalella* peut être principalement attribuée à la bioconcentration. Cette affirmation se fonde sur les résultats des recherches de Borgmann *et al.* (2007) qui ont démontré dans une étude sur le terrain que la phase dissoute est la voie dominante d'accumulation pour ce métal chez l'amphipode. Ainsi, on peut obtenir une indication du potentiel de bioaccumulation relativement faible du vanadium en comparant le FBA sur le terrain pour le vanadium, 333 L/kg poids frais, au FBC en laboratoire pour le mercure (généralement accepté comme un élément bioaccumulatif), une valeur de 9 650 L/kg poids frais corrigée pour les niveaux de fond du mercure et obtenue avec des spécimens d'amphipodes (*H. azteca*) exposés dans une eau de test d'une dureté de 100 mg/ (Schlekat *et al.*, 2007).

Sédiments

On a constaté que l'espèce de crapaud *Bufo terrestris* se reproduit dans les bassins collecteurs de cendres volantes de charbon dans lesquels le crapaud accumule des métaux dans ses tissus. Ward *et al.* (2009) ont exposé des crapauds pendant six mois dans des sédiments témoins sableux ou riches en cendres recouverts d'eau, et placés dans des mésocosmes. Chaque semaine, les animaux ont été nourris de grillons dont la teneur en vanadium correspondait au traitement du sédiment (p. ex. proie contaminée avec sédiment contaminé). Au fil du temps, les niveaux de vanadium bioaccumulé ont augmenté de façon marquée et on s'est approché des conditions à l'état d'équilibre après 4 mois d'exposition comme le laissent croire les tendances de concentration de vanadium dans les amphibiens au fil du temps. Pour cette évaluation, on a obtenu un facteur d'accumulation biote-sédiment (BSAF-sédiment) pour le vanadium de 0,153 g/g poids sec des valeurs moyennes données dans le document et corrigées pour la concentration de vanadium de fond dans les organismes entiers et le sédiment témoin. Comme point de comparaison, les BSAF concernant le mercure ont tendance à être beaucoup plus élevés pour l'endofaune benthique. Par exemple, les BSAF variaient entre 0,9 et 3,8 g/g poids sec chez la mye marine *Polymesoda caroliniana* vivant dans les sédiments de l'estuaire d'une rivière (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2009). On a indiqué que les spécimens de l'arénicole *Arenicola marina* présentaient des BSAF-sédiments pour le mercure variant entre 0,01 et 1 g/ poids sec, selon la composition des sédiments et la contamination par le mercure (Casado-Martínez *et al.*, 2008).

Sols

Samecka-Cymerman *et al.* (2009) ont mesuré les concentrations de vanadium dans la mousse terrestre *Brachythecium rutabulum* et le sol sur lequel elle poussait. Des échantillons de sol et de mousse ont été prélevés à un site témoin et aux six sites le long d'un gradient de métaux de 15 km de longueur produit par les émissions atmosphériques d'une fonderie de cuivre. À partir des valeurs moyennes pour le vanadium dans le sol et les plantes mentionnées dans le document, on a formulé un facteur d'accumulation biote-sol (BSAF-sol) de g/g poids sec et on l'a corrigé pour la concentration moyenne de vanadium de fond dans la mousse et le sol témoins et on a produit un BSAF-sol de 0,29 g/g poids frais. À l'aide de la même méthode, on a obtenu un BSAF-sol de 1,72 g/g poids sec pour le cadmium. Étant donné que les mousses terrestres peuvent accumuler les métaux directement du dépôt atmosphérique, sans que le métal ait à atteindre le milieu naturel du sol, les valeurs BSAF obtenues de cette étude sont probablement surestimées.

Potentiel de bioamplification

Bien que les FBA au terrain peuvent donner un indice sur le potentiel de bioamplification d'un métal (c.-à-d. en cas de FBA très élevé), une meilleure approche serait de dériver un facteur de transfert trophique de la proie au prédateur (FTT : DeForest *et al.*, 2007) (également appelé facteur de bioamplification ou FBAm), ou encore d'étudier les changements des concentrations de métaux dans le biote en formant des réseaux alimentaires naturels (c.-à-d., amplification trophique). Les deux études décrites ci-dessous font partie à la seconde catégorie.

Ikemoto *et al.* (2008) ont mesuré le vanadium et analysé les isotopes stables de carbone et d'azote dans le Delta du Mékong (Vietnam), une région qui vit une rapide expansion urbaine et industrielle. Les concentrations de métal ont été exprimées en fonction de l'organisme entier. On a caractérisé les eaux de surface pour connaître les concentrations des métaux traces. Le phytoplancton, les escargots, cinq espèces de crustacés et quinze espèces de poissons ont été surveillés. Les concentrations de vanadium dans les organismes n'ont indiqué aucune tendance à la hausse ou à la baisse des niveaux trophiques de faibles à élevés. À titre de comparaison, il y a des indications claires de bioamplification pour le mercure fondées sur les deux concentrations mesurées dans les organismes entiers et l'analyse des isotopes d'azote.

Wren *et al.* (1983) ont déterminé les concentrations de vanadium dans divers niveaux trophiques dans un écosystème lacustre intact et un bassin hydrologique du Bouclier canadien. Les organismes étudiés comprenaient un bivalve, cinq espèces de poissons, trois espèces d'oiseaux et trois espèces de mammifères. On a mesuré le vanadium dans les sédiments, des myes entières et les tissus musculaires des poissons, des oiseaux et des mammifères. Encore une fois, le vanadium n'a donné aucune indication de bioamplification, mais c'était de toute évidence le cas pour le mercure même si aucun facteur de bioamplification n'a été calculé.

Dans ces deux études, les réseaux alimentaires semblent ne pas avoir été suffisamment compris pour bien évaluer la relation exacte prédateur-proie et la trophodynamique connexe (p. ex. DeForest *et al.*, 2007), parce qu'il n'a pas été établi avec certitude que des liens trophiques existent effectivement entre les organismes recueillis. De plus, Wren *et al.* (1983) n'ont pas signalé de concentrations de métaux dans l'organisme entier des poissons, des oiseaux et des mammifères, ce qui a suscité d'autres incertitudes quant aux tendances relatives aux métaux, observées dans le cadre de leur étude. Malgré ces limites et un contraste évident avec le mercure, le vanadium ne présente, semble-t-il, aucune tendance à la bioamplification dans les réseaux alimentaires aquatiques et terrestres étudiés.

Dans l'ensemble, il existe plusieurs éléments de preuve qui laissent croire que le potentiel de bioaccumulation de vanadium dans les écosystèmes naturels est faible : 1) FBC et FBA de modérés à faibles (1,6 à 333) obtenus des six études réalisées à l'état d'équilibre, 2) un BSAF-sédiment et un BSAF-sol nettement sous 1, et 3) deux études sur le terrain qui indiquent l'absence de bioamplification du vanadium dans les réseaux alimentaires naturels. Il est par conséquent proposé que le vanadium, et par extension le composé d'origine dont il peut provenir, le pentoxyde de divanadium, ne répond pas aux critères de potentiel de bioaccumulation (FBC, FBA égaux ou supérieurs à 5 000) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) (Canada, 2000).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

Milieu aquatique

Il existe des preuves obtenues expérimentalement selon lesquelles le vanadium a des effets nocifs sur les organismes aquatiques après une exposition à court terme (aiguë) et à plus long terme (chronique) à des concentrations relativement faibles. On dispose de nombreuses données empiriques dans la documentation concernant la toxicité aiguë et chronique du pentoxyde de divanadium et d'autres composés du vanadium. Du fait que tous ces composés sont solubles dans l'eau, toutes les données provenant d'études chroniques fiables ont été prises en considération afin d'obtenir une valeur critique de toxicité (VCT), même si différentes espèces de vanadium peuvent exister dans une solution après la dissolution de ses composés. Des sommaires de rigueur d'étude (SRE) ont été réalisés pour les paramètres les plus sensibles et sont disponibles sur demande.

Le tableau 7 résume les données relatives à la toxicité aquatique pour le vanadium (toxicité aiguë et chronique) pour les organismes d'eau douce. Il faut souligner que les concentrations dans les études citées sont exprimées en milligrammes de vanadium par litre. Par conséquent, la VCT obtenue de ces données concerne le vanadium comme élément plutôt que les composés testés (p. ex. pentoxyde de divanadium).

Tableau 7. Données empiriques pour la toxicité aquatique aiguë et chronique pour les organismes d'eau douce. Le plus faible paramètre est donné pour les espèces individuelles¹.

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg /L de carbonate de calcium)	pH	Type d'essai	Paramètre et durée	Valeur (mg /L de vanadium)	Référence
Poisson							
Truite mouchetée <i>Salvelinus fontinalis</i>	V ₂ O ₅	37	6,5-7,9	Chronique	CE ₁₀ /30 jours	0,61*	Ernst et Garside, 1987
Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	V ₂ O ₅	douce	7,4	Chronique	CL ₅₀ /28 jours	0,16	Birge, 1978
Guppy <i>Poecilia reticulata</i>	VOSO ₄ ^a	35	6,0-6,5	Toxicité aiguë	CL ₅₀ /6 jours	0,37	Knudtson, 1979
Tête-de-boule <i>Pimephales promelas</i>	V ₂ O ₅	s.o.	8,1	Chronique	CME0/28 jours	0,48*	MEO, 1998
Poisson-chat <i>Clarias batrachus</i>	NH ₄ VO ₃	s.o.	7,5	Chronique	CL ₅₀ /28 jours	6,31	Chakraborty <i>et al.</i> , 1995
Cyprin doré <i>Carassius auratus</i>	NaVO ₃	35	6,0-6,5	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 6 jours	2,45	Knudtson, 1979
Dards-perches <i>Brachydanio rerio</i>	NaVO ₃	223	8,2-8,4	Toxicité aiguë	CME0 96 h (léthalité)	0,7	Beusen et Neven, 1987
Épinoche à trois épines <i>Gasterosteus aculeatus</i>	Na ₃ VO ₄	74-100	7,2-8,3	Toxicité aiguë	CME0 96 h (léthalité)	0,93	Gravenmier <i>et al.</i> , 2005

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg /L de carbonate de calcium)	pH	Type d'essai	Paramètre et durée	Valeur (mg /L de vanadium)	Référence
Saumon du Pacifique <i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Na ₃ VO ₄	211	7,4-8,3	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 96 h	16,5	Hamilton et Buhl, 1990
Meunier rouge <i>Catostomus latipinnis</i>	Na ₃ VO ₄	144	7,9	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 96 h	11,5	Hamilton et Buhl, 1997
Jordanelle de Floride <i>Jordanella floridae</i>	V ₂ O ₅	347	8,2	Chronique	CMAT/34 jours	0,14	Holdway et Sprague, 1979
Sauvagesse du Colorado <i>Ptychocheilus lucius</i>	Na ₃ VO ₄	196	7,8	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 96 h	3,8	Hamilton, 1995
Catostome <i>Xyrauchen texanus</i>	Na ₃ VO ₄	196	7,8	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 96 h	3,0	Hamilton, 1995
Chabot de Bonytail <i>Gila elegans</i>	Na ₃ VO ₄	196	7,8	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 96 h	2,2	Hamilton, 1995
Invertébrés							
Cladocère <i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	225	8,1	Chronique	CE ₁₀ /21 jours (reproduction)	0,03	Van Leeuwen <i>et al.</i> , 1987
Naidid oligochaete <i>Pristina leidyi</i>	Na ₃ VO ₄	105	7,9	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 48 h	30,8	Smith <i>et al.</i> , 1991
Diptera larvae <i>Chironomus plumosus</i>	V ₂ O ₅	80	7,8	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 96 h	0,218	Fragasova, 1998
Oligochète <i>Tubifex tubifex</i>	V ₂ O ₅	80	7,8	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 96 h	0,211	Fragasova, 1998
Amphipode <i>Hyalella azteca</i>	V et Na ₃ VO ₄	18	6,8-9,0	Toxicité aiguë	CL ₅₀ /7 jours	0,4	Borgmann <i>et al.</i> , 2005

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg /L de carbonate de calcium)	pH	Type d'essai	Paramètre et durée	Valeur (mg /L de vanadium)	Référence
Algues							
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Na ₃ VO ₄	s.o.	6,8	Chronique	CI 100/7 jours (inhibition de la croissance)	0,1	Lee <i>et al.</i> , 1979
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	NH ₄ VO ₄	s.o.	6,8	Chronique	CMAT (inhibition de la croissance)/72 h	0,32*	Lee <i>et al.</i> , 1979
<i>(Navicula pelliculosa)</i>	Na ₃ VO ₄	s.o.	6,8	Chronique	CME0/7 jours (inhibition de la croissance)	1*	Lee <i>et al.</i> , 1979
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Na ₃ VO ₄	s.o.	6,8	Chronique	CMAT (inhibition de la croissance)/72 h	0,32*	Lee <i>et al.</i> , 1979
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	V ₂ O ₅	s.o.	s.o.	Chronique	CE ₅₀ /12 jours (inhibition de la croissance)	2,23*	Fragasova <i>et al.</i> , 1999

CE₅₀ = Concentration d'une substance qui est jugée causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

CL₅₀ – La concentration d'une substance qui est jugée létale pour 50 % des organismes d'essai.

CSE0 – La concentration sans effet observé est la concentration la plus élevée ne causant pas d'effet statistiquement significatif par rapport aux témoins dans un essai de toxicité.

CMAT, la concentration maximale admissible (acceptable) de toxiques, la moyenne géométrique de la CSENO et de la CMENO (THIS DIDN'T MATCH THE ORIGINAL)

¹ la valeur la plus faible déclarée pour des espèces individuelles

²Le vanadium dans ce composé est à l'état d'oxydation +4 par opposition à +5 pour les autres composés, y compris pentoxyde de divanadium.

* Données de toxicité chronique utilisées dans une SDE (figure 3) afin de déterminer la CESE.

Une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été mise au point au moyen des données de toxicité chronique présentées au tableau 7 pour trois espèces de poissons, une espèce d'invertébré et quatre espèces d'algues (figure 3). Lorsqu'on disposait de plus d'une valeur pour un paramètre pour une seule espèce, on choisissait la plus faible valeur suivant la recommandation du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007). Il est bien établi que la toxicité des métaux dépend du pH et de la force ionique du milieu externe (DiToro *et al.*, 2001). Par conséquent, les données sur la toxicité qui sont prises en considération dans la DSE peuvent être normalisées en ce qui a trait aux effets du pH, de la force ionique et du carbone organique dissous (ICMM, 2007), en fonction des besoins d'évaluation. Toutefois, cela n'a pas été fait pour la présente évaluation étant donné qu'on n'a pas pu trouver d'équation pour le vanadium afin de corriger les données et tenir compte de ces facteurs modifiant la toxicité. De plus, il existe des preuves selon lesquelles des facteurs modifiant la toxicité sont peut-être moins importants pour les anions de vanadate (que l'on s'attend à être les espèces dominantes dans les eaux oxygénées) que pour certains métaux cationiques, étant donné les résultats de la modélisation de spéciation (tableau 4), et les études sur le terrain de la spéciation des formes dissoutes de vanadium.

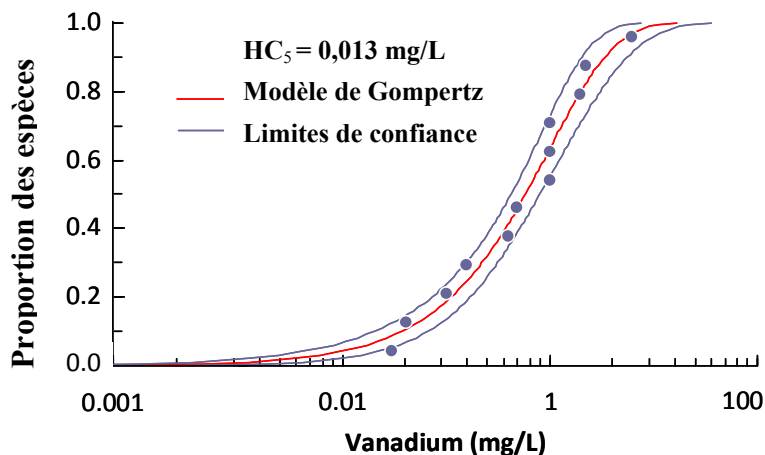


Figure 3. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour le vanadium d'après les données de toxicité chroniques sélectionnées pour les organismes aquatiques d'eau douce. Le modèle logistique adapté aux données est présenté sur le tableau, et correspond à un intervalle de confiance de 95 %.

On a utilisé le logiciel SSD Master version 2.0 (SSD Master, 2008) pour tracer la DSE. Plusieurs fonctions de distribution cumulative (FDC) (normale, logistique, Gompertz, Weibull et Fisher-Tippett) ont été adaptées aux données à l'aide de méthodes de régression. L'ajustement du modèle a été évalué à l'aide de techniques graphiques et statistiques. On a choisi le meilleur modèle en fonction de la qualité de l'ajustement et de la faisabilité du modèle. Les hypothèses du modèle ont été vérifiées graphiquement et à

l'aide de tests statistiques. Le modèle logistique correspondait le mieux aux modèles testés (statistique Anderson-Darling [A^2] = 0,178), et le 5^e centile (HC₅), c.-à-d. la concentration dangereuse correspondant à 5 % des espèces du schéma de la distribution de la sensibilité des espèces s'élève à 0,12 mg/L, dont la limite inférieure et la limite supérieure de confiance étaient de 0,085 et 0,17 mg/L, respectivement (figure 3). La CH₅ de 12 mg/L calculée à partir de la DSE est choisie comme la concentration estimée sans effet (CESE) pour la toxicité sur les organismes d'eau douce.

Le tableau 8 résume les données relatives à la toxicité aquatique aiguë et chronique pour les organismes marins. Il illustre que les valeurs de la toxicité aiguë et chronique varient entre 0,05 et 65 mg/L et entre 0,25 et 8,0 mg/L, respectivement. Le paramètre de toxicité aiguë le plus faible (0,05 mg/L) est une concentration minimale avec effet observé (CMEO) de 48 heures pour le développement dans une larve d'huître, tandis que le paramètre de toxicité chronique le plus faible (0,25 mg/L) est une CMEO de 8 jours pour la mortalité chez la crevette des salines, appuyé par une autre étude sur les mêmes espèces (concentration létale médiane [CL₅₀] de 9 jours de 0,2 à 0,3 mg/L). Même si l'on s'attend à une exposition chronique au vanadium dans l'environnement, la valeur de toxicité aiguë la plus faible de 0,05 mg/L a été retenue comme VCT pour les organismes marins. Le fait que le paramètre le moins aigu est inférieur au paramètre chronique peut être dû à un manque de données chroniques représentatives ou pourrait indiquer que la larve d'huître est très sensible au vanadium. Puisque l'ensemble de données relatives à la toxicité pour les organismes marins est relativement petit, un facteur d'évaluation de 10 a été appliqué à la VCT pour obtenir une CESE de 0,005 mg/L, conformément à l'orientation donnée par le CCME (CCME, 2007).

Tableau 8. Données empiriques pour la toxicité aquatique aiguë et chronique pour les organismes marins

Organisme d'essai	Composé d'essai	Qualité de l'eau		Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L de vanadium)	Référence
		Salinité (‰)	pH				
Algues marines							
Algues vertes <i>Dunaliella marina</i>	NaVO ₃	38	s.o.	Chronique	CE ₁₀ /15 jours	>0,3	Miramand et Ünsal, 1978
					CE ₅₀ /15 jours	0,5	
Diatomée <i>Asterionella japonica</i>					CE ₁₀ /15 jours	>0,1	
	CE ₅₀ /15 jours	2					
Dinoflagellé <i>Prorocentrum micans</i>					CE ₁₀ /15 jours	>0,2	
					CE ₅₀ /15 jours	3	

		Qualité de l'eau					
Invertébrés marins							
Huître <i>Crassostrea gigas</i>	V ₂ O ₅	34	8,1	Toxicité aiguë	CE ₅₀ 48 h (développement larvaire en forme de D)	0,5	Fichet et Miramand, 1998
					CMEO 48 h (développement larvaire en forme de D)	0,05 ¹	
					CE ₅₀ 48 h (développement larvaire pluteus)	>0,5 et <0,75	
					CSEO 48 h (développement larvaire pluteus)	0,05	
					CMEO 48 h (développement larvaire pluteus)	0,1	
				CSEO 48 h (développement larvaire nauplius)	0,75 ²		
Hérisson <i>Paracentrotus lividus</i>				Chronique	CMEO 8 j (mortalité)	0,25	
					CL ₆₅ 8 d	0,5	
Crevette des salines <i>Artemia salina</i>							
Ver <i>Nereis diversicolour</i>	NaVO ₃	38	s.o.	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 9 jours	10	Miramand et Ünsal, 1978
Moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>					CL ₅₀ 9 jours	65	
Crabe <i>Carcinus maenus</i>					CL ₅₀ 9 jours	35	

		Qualité de l'eau						
Larves de crevettes des salines <i>Artemia salina</i>	s. o.	s. o.	s.o.	Chronique	CL ₅₀ /9 jours	0,2–0,3	Miramand et Fowler, 1998	
Oursin <i>Arbaccia lixula</i> (<i>pluteus larvae</i>)					CL ₁₀₀ 72 h	0,5		
Hydroid <i>Cordylophora caspia</i>	NH ₄ VO ₃	10	8	Chronique	CMEO/10 jours (croissance de population)	2	Ringelband et Karbe, 1996	
					CL ₅₀ /10 jours	5,8		
	NH ₄ VO ₃	2	8	Chronique	CE ₅₀ /10 jours (inhibition de la croissance de population)	1,7	Ringelband, 2001	
5		4,7						
10		4,5						
20		8,0						
Poisson de mer								
Plie rouge <i>Limanda limanda</i>	NH ₄ VO ₃	35	7,7	Toxicité aiguë	CL ₅₀ 24 h	44	Taylor <i>et al.</i> , 1985	
CL ₅₀ 48 h					31			
CL ₅₀ 72 h					28			
CL ₅₀ 96 h					28			

CE₅₀ = Concentration d'une substance qui est jugée causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

CL₅₀ – La concentration d'une substance qui est jugée létale pour 50 % des organismes d'essai.

²CL₁₀₀ – La concentration d'une substance qui est jugée létale pour 100 % des organismes d'essai.

¹ Il s'agissait de la concentration d'essai la plus basse.

² Il s'agissait de la concentration d'essai la plus élevée.

Autres milieux naturels

Lorsque le pentoxyde de divanadium atteint un plan d'eau, il se dissout et une partie des ions de vanadium se répartit dans les matières particulaires et les sédiments de fond. Ainsi, les organismes vivant dans les sédiments seront exposés au vanadium. Pour ce métal, on ne dispose d'aucune donnée relative à la toxicité propre aux organismes vivant dans les sédiments. En l'absence de telles données, le VTC des organismes benthiques de 90 mg/kg – à savoir le 95^e centile des concentrations de fond disponibles de vanadium dans les sédiments (provenant d'une grande région située au nord de la Saskatchewan) – a été prudemment sélectionné, et l'on s'attend à ce que ces données soient plus ou moins représentatives des sédiments au Canada (voir le tableau 10 de la section Évaluation de l'exposition de l'environnement ci-dessous). Les valeurs de la région du nord de la Saskatchewan correspondent aux valeurs disponibles en Europe. En effet, le programme de cartographie géochimique de l'Europe du FOREGS indique que les 10^e et 95^e percentiles pour les concentrations de vanadium dans les sédiments sont de 10 et 80 mg/kg, respectivement (EuroGeoSurveys, 2009). Aucun facteur d'évaluation n'a été appliqué à cette VCT; par conséquent, la CESE pour les organismes benthiques est de 90 mg/kg. Il faut mentionner qu'une dose minimale avec effet (DME) de 35 µg/g poids sec pour le vanadium a été calculée par Thompson *et al.* (2005) en fonction d'études biologiques sur le terrain réalisées en rapport avec l'extraction et la concentration de l'uranium au Canada. Cependant, en raison des incertitudes associées à cette LIE, – découlant en partie du fait que la LIE est bien en-deçà du 95^e centile des concentrations de fond des sédiments dans la région étudiée, on a jugé qu'elle pouvait être utilisée dans les scénarios d'exposition décrits dans la présente évaluation.

Le pentoxyde de divanadium entre dans les écosystèmes terrestres à la suite d'un dépôt atmosphérique. Le vanadium présente une faible toxicité pour les organismes terrestres, y compris les plantes, les vers de terre et les oiseaux tel qu'il est indiqué au tableau 9. Les valeurs de la concentration sans effet observé (CSEO) varient de 55 à 200 mg/kg de vanadium, tandis qu'elle est de 207 mg/kg de vanadium pour les vers de terre. Les valeurs de toxicité aiguë et chronique pour les oiseaux vont de 37 à 250 mg/kg du poids corporel de vanadium.

La recommandation pour la qualité des sols relativement à la protection de la santé de l'environnement publiées par le CCME pour le vanadium est de 130 mg/kg et est considérée comme une dose allant « de sans effet à faible effet » ou de niveau seuil (CCME, 1999; Environnement Canada, 1999). Elle est basée sur les données de toxicité relatives aux plantes et aux invertébrés présentées au tableau 9, y compris les données concernant le chou dans un sol sableux; plus précisément, le 25 centile des distributions des concentrations présentant des effets et ne présentant pas d'effets a été utilisé pour calculer cette recommandation, qui ne comporte aucun facteur d'incertitude. De plus amples précisions relativement à ces calculs sont fournies par Environnement Canada (1999).

Aux fins de la présente évaluation, la VCT choisie pour la toxicité chronique pour les organismes terrestres a été 130 mg/kg, en fonction de la recommandation pour la qualité des sols. Aucun facteur d'évaluation n'a été appliqué à cette VCT, par conséquent la CESE pour les organismes du sol est de 130 mg/kg.

Tableau 9. Données empiriques relatives à la toxicité aiguë et chronique pour la toxicité chez les organismes terrestres

Organisme d'essai	Composé d'essai	Type d'essai	Type de sol	Paramètre	Valeur (mg/kg ou mg/kg poids corporel de vanadium)	Référence
Plantes						
Chou <i>Brassica oleracea</i>	Sols altérés avec une solution de $VOSO_4^1$	Chronique (98 jours)	Sol sableux; pH 5,35, MO 1,1 %	NOEC (réduction de la biomasse) CMEO	60 80	Kaplan <i>et al.</i> , 1990
		Chronique (133 jours)	Sol de sable loameux; pH 5,1, MO 1,9 %	NOEC (réduction de la biomasse) CMEO	100 >100	
Radis <i>Raphanus sativus</i>	V_2O_5	Toxicité aiguë (3 jours)	Sol artificiel (68 % sable, 10 % limon, et 22 % argile; pH 4,2-4,3; OM 5,6 %)	CSEO (croissance de semis) EC ₂₅ CE ₅₀ ² CMEO	200 330 577 410	Environnement Canada, 1995
Laitue (<i>Lactuca sativa</i>)		Toxicité aiguë (5 jours)		CSEO (croissance des semis) CE ₂₅ CE ₅₀ ² CMEO	55 134 251 127	
Invertébrés						
Ver <i>Eisenia foetida</i>	V_2O_5	Toxicité aiguë (14 jours)	Sol artificiel (68 % sable, 10 % limon, et 22 % argile; pH 4,2-4,3; OM 5,6 %)	CSEO (mortalité) CL ₂₅ CL ₅₀ CMEO	207 287 370 417	Environnement Canada, 1995

Organisme d'essai	Composé d'essai	Type d'essai	Type de sol	Paramètre	Valeur (mg/kg ou mg/kg poids corporel de vanadium)	Référence
Oiseaux						
Canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i>	V ₂ O ₅	Aiguë, dose par voie orale (simple dose suivie d'une période d'observation de 7 jours)	s.o.	CSEO (mortalité)	62	Rattner <i>et al.</i> , 2006
				DL ₅₀	113	
	NaVO ₃			CSEO (mortalité)	62	
				DL ₅₀	76	
Bernache du Canada <i>Branta canadensis</i>	NaVO ₃	Chronique (exposition par voie alimentaire pendant 4 semaines)	s.o.	CSEO (effets sublétaux)	250 ²	
		Aiguë, dose par voie orale (simple dose suivie d'une période d'observation de 7 jours)	s.o.	DL ₅₀	37	
Mammifères						
Voir l'annexe 4						

CSEO – La concentration sans effet observé est la concentration la plus élevée ne causant pas d'effet statistiquement significatif par rapport aux témoins dans un essai de toxicité.

DL₅₀ – La concentration d'une substance qui est jugée létale pour 50 % des organismes d'essai.

¹ Le vanadium dans ce composé est à l'état d'oxydation +4 par opposition à +5 pour d'autres composés, y compris pentoxyde de divanadium.

² 250 ppm; concentration dans l'alimentation

Évaluation de l'exposition de l'environnement

L'exposition de récepteurs écologiques aux formes variées du vanadium dérivées du pentoxyde de divanadium dans les milieux environnementaux préoccupants – à savoir le sol, l'eau et les sédiments – a été évaluée au moyen d'une méthode prudente, mais réaliste. Les scénarios d'exposition portaient surtout sur les principales sources d'émissions recensées pour chacun des principaux secteurs industriels décrits à la section « Rejets dans l'environnement » du présent rapport. Le cas échéant, on utilisait des données de surveillance représentatives pour obtenir les concentrations environnementales estimées (CEE); autrement on procédait à une modélisation pour estimer ces concentrations.

Présence dans l'environnement

Le vanadium a été mesuré dans un éventail d'endroits et de milieux naturels au Canada. Tout comme pour d'autres métaux, les données d'études de suivi sont déclarées en tant que vanadium total, sans autre précision quant à sa spéciation. Par conséquent, il n'est pas possible de dire qu'une forme de vanadium a été mesurée dans les échantillons ni si elle venait du composé pentaoxyde. Même s'il existe un grand nombre de sources de rejets de vanadium dans l'environnement (naturelles et anthropiques), l'hypothèse prudente suivante a été posée : la totalité du vanadium anthropique présent dans des échantillons environnementaux provenant de régions contaminées était dérivée du pentoxyde de divanadium.

À l'échelle mondiale, les concentrations de vanadium dans des régions relativement vierges, sont habituellement inférieures à 3 µg/L dans l'eau douce de surface, de 130 mg/kg dans le sol, de 1 à 3 µg/L en pleine mer, de 20 à 200 mg/kg p.s. dans les sédiments marins et de 0,001 à 14 ng/m³ dans l'atmosphère des régions éloignées (PISSC, 2001).

Les niveaux mesurés dans différents milieux environnementaux de certaines régions du Canada sont résumés au tableau 10; ces régions ont été sélectionnées en raison de leur ressemblance aux régions pour lesquelles des scénarios d'exposition ont été élaborés. Même si ces régions sont sujettes à un certain niveau d'activités anthropiques, les valeurs des concentrations jusqu'au 95^e centile devraient normalement être très légèrement influencées par les apports d'origine anthropique.

Tableau 10. Concentrations de vanadium dans des régions choisies¹ du Canada

Endroit	Milieu	Étendues de concentrations (min-max)	Percentiles				Période d'échantillonnage	N	Méthode d'analyse	Référence
			5 ^e	50 ^e	90 ^e	95 ^e				
Nord de la Saskatchewan	Sédiments lacustres	5-730 mg/kg	5 mg/kg	20 mg/kg	55 mg/kg	90 mg/kg	1978	965	AAS/eau régale	Ressources naturelles Canada, 1978
	Sol (till)	6-96 mg/kg	14 mg/kg	25 mg/kg	45 mg/kg	55 mg/kg	1993-1994	327	ICP-AES/eau régale	Bednarski, 1994.
Sud-ouest des Prairies	Eau de rivière	0,001-10,5 µg/L	0,001 µg/L	0,223 µg/L	1,40 µg/L	3,04 µg/L	2002-2008	1 445	S.O.	INRE, 2009
Bouclier canadien	Eau de rivière et de lac	0-16,1 µg/L	S.O.	1,11 µg/L	2,7 µg/L	8,6 µg/L	2003-2007	3231	ICP-MS/S.O.	MEO, 2009
Basses terres du Saint-Laurent	Sédiments de rivière et de lac	4,5-50,9 mg/kg	7,9 mg/kg	15,3 mg/kg	S.O.	33,3 mg/kg	1999-2004	97	ICP-OES/eau régale	Szalinska <i>et al.</i> , 2007
Côte atlantique (Nouvelle-Écosse)	Eau de la baie	1,02-1,34 µg/L	S.O.	1,16 µg/L	S.O.	S.O.	1998	S.O.	ICP-MS/acide nitrique pH 1,6	NRCC, 1999
	Sédiments de la baie	8-115 mg/kg	20 mg/kg	56 mg/kg	S.O.	101 mg/kg	1988-1994	188	AAS/HF et eau régale	Loring <i>et al.</i> , 1996
Partout au Canada	Sol (till)	5-270 mg/kg	17 mg/kg	49 mg/kg	102 mg/kg	125 mg/kg	1956-2006	7301	AAS, ICP-MS/eau régale	Rencz <i>et al.</i> , 2006
	Sol de surface	10-90 mg/kg	S.O.	38-42 mg/kg (moyenne)	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	Environnement Canada, 1999
Manitoba, Saskatchewan, Alberta	Sol de surface	5-304 mg/kg	44 mg/kg	93 mg/kg	154 mg/kg	178 mg/kg	1992	1 077	AAS/HF et eau régale	Communication personnelle de 2010 de Ressources naturelles Canada à la Division des évaluations écologiques, Environnement Canada, source non citée
	Sol (till)	25-358 mg/kg	56 mg/kg	103 mg/kg	142 mg/kg	155 mg/kg	1992	672	AAS/HF et eau régale	
	Sédiments lacustres	21-309 mg/kg	44 mg/kg	118 mg/kg	201 mg/kg	230 mg/kg	1992	270	S.O.	
	Sédiments de rivière	21-189 mg/kg	36 mg/kg	77 mg/kg	121 mg/kg	135 mg/kg	1992	84	S.O.	

		Étendues de concentrations	Percentiles							
			5 ^e	50 ^e	95 ^e					
Nord du Manitoba	Sol de surface	4,0-42,5 mg/kg	S.O.	8,7 mg/kg (moyenne)	S.O.	S.O.	1995-2003	37	S.O.	Communication personnelle de 2009 de la Division des sites contaminés, Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, source non citée ²
Sud de l'Ontario	Sol de surface	32-344 mg/kg	S.O.	68 mg/kg	S.O.	S.O.	1995	294	S.O.	
			5 ^e	50 ^e	95 ^e					
Nord de la Saskatchewan	Sédiments lacustres	5-730 mg/kg	5 mg/kg	20 mg/kg	90 mg/kg		1978	965	AAS/eau régale	Ressources naturelles Canada. 1978
	Sol (till)	6-96 mg/kg	14 mg/kg	25 mg/kg	55 mg/kg		1993-1994	327	ICP-AES/eau régale	Bednarski, 1994
Sud-ouest des Prairies	Eau de rivière	0,001-10,5 µg/L	0,001 µg/L	0,223 µg/L	3,04 µg/L		2002-2008	1445	S.O.	INRE, 2009
Bouclier canadien	Eau de rivière et de lac	0-16,1 µg/L	S.O.	1,11 µg/L	8,6 µg/L		2003-2007	3231	ICP-MS/S.O.	MEO, 2009
			5 ^e	50 ^e	95 ^e					
Basses terres du Saint-Laurent	Sédiments de rivière et de lac	4,5-50,9 mg/kg	7,9 mg/kg	15,3 mg/kg	33,3 mg/kg		1999-2004	97	ICP-OES/eau régale	Szalinska <i>et al.</i> , 2007
Côte atlantique (Nouvelle-Écosse)	Eau de la baie	1,02-1,34 µg/L	S.O.	1,16 µg/L	S.O.		1998	S.O.	ICP-MS/acide nitrique pH 1,6	NRCC, 1999
	Sédiments de la baie	8-115 mg/kg	20 mg/kg	56 mg/kg	101 mg/kg		1988-1994	188	AAS/HF et eau régale	Loring <i>et al.</i> , 1996
Partout au Canada	Sol (till)	5-270 mg/kg	17 mg/kg	49 mg/kg	125 mg/kg		1956-2006	7301	AAS, ICP-MS/eau régale	Rencz <i>et al.</i> , 2006
	Sol de surface	10-90 mg/kg	S.O.	38-42 mg/kg (moyenne)	S.O.		S.O.	S.O.	S.O.	Environnement Canada, 1999
Manitoba, Saskatchewan et Alberta	Sol de surface	120-1 400 mg/kg	S.O.	660 mg/kg	33,3 mg/kg		1992	S.O.	S.O.	Communication personnelle de 2009 de la Division des sites contaminés, Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, source non citée
Manitoba	Sol de surface	4,0-42,5 mg/kg	S.O.	8,7 mg/kg (moyenne)	S.O.		1995-2003	S.O.	S.O.	
Ontario	Sol de surface	32-344 mg/kg	S.O.	68 mg/kg	101 mg/kg		1995	S.O.	S.O.	

AAS : spectrométrie d'absorption atomique

AES : spectrométrie d'émission atomique

ICP : plasma inductif

MS : spectrométrie de masse

N : nombre d'échantillons

OES : spectrométrie d'émission optique

s.o. : sans objet

¹ Ces régions ont été choisies pour leur similarité à celles pour lesquelles on a élaboré des scénarios d'exposition.

¹ Les données indiquées concernent les concentrations de fond dans le sol, non pas les sites contaminés.

Les données d'études de suivi qui étaient disponibles pour les régions que l'on croit directement touchées par des rejets de pentoxyde de divanadium (c.-à-d. dans les environs des sources connues de rejets) n'ont pas été comprises dans le tableau 10, mais sont plutôt présentées dans la section ci-dessous, avec les scénarios d'exposition correspondants.

Scénarios d'exposition

Combustion de combustibles fossiles

Comme on l'a indiqué précédemment à la section « Rejets dans l'environnement », la combustion de combustibles fossiles constitue la principale source anthropique de rejet de vanadium pour l'environnement canadien. Cette source rejette du vanadium dans l'air sous la forme de petites matières particulaires. On peut alors s'attendre à ce qu'elles soient déposées dans des écosystèmes terrestres et aquatiques. Tel qu'il a été mentionné précédemment, en dépit de l'incertitude qui entoure la forme sous laquelle le vanadium émis par la combustion de combustibles fossiles, il existe des preuves tirées de documents qui indiquent que le pentoxyde de divanadium n'est l'une des formes émises.

Au Canada, 17 % de toute l'électricité produite provient de la combustion de charbon et de pétrole par les centrales électriques (Environnement Canada, 2009b). En 2004, on comptait 23 centrales électriques au Canada et elles étaient responsables de 93 % de la consommation de charbon au pays (Stone, 2004). En 2000, on comptait neuf centrales au pétrole (Statistique Canada, 2000). Celles-ci comprennent huit centrales alimentées au mazout lourd et une centrale alimentée au coke de pétrole; les autres centrales alimentées à base de pétrole, comme les groupes électrogènes diesel et les turbines à combustion alimentées au mazout léger, ne sont pas incluses, puisqu'elles ne devraient pas émettre autant de pentoxyde de divanadium. La production d'électricité compte parmi les plus importantes activités pour ce qui est de la combustion de combustibles fossiles au pays; elle représente donc probablement une importante source de rejets de pentoxyde de divanadium dans l'environnement. À ce titre, on a élaboré des scénarios d'exposition pour les deux genres de centrales, au charbon et au pétrole, et on les décrit ci-dessous.

Centrale thermique alimentée au charbon

Une région englobant un grand lac peu profond située à 65 km à l'ouest d'Edmonton, en Alberta, la région du lac Wabamun, a été choisie pour représenter un scénario d'exposition réaliste du pire cas. Cette région compte quatre centrales thermiques alimentées au charbon dans un rayon de 20 km du lac. Deux de ces centrales, et leurs mines de charbon respectives, sont situées près de la rive du lac et déversent leurs eaux usées dans des piscines de désactivation reliées au lac (Stantec Consulting Ltd., 2003). Une de ces deux centrales est la plus grosse centrale alimentée au charbon au Canada (Statistique Canada, 2000). Les troisième et quatrième centrales sont situées à environ 10 et 20 km au sud-est du lac Wabamun, respectivement. Elles n'ont peut-être pas

nécessairement une incidence sur le lac par leurs retombées atmosphériques, étant donné que les vents dominants dans cette région viennent du nord-ouest (Windfinder, 2009). Toutefois, elles peuvent avoir une incidence sur les écosystèmes terrestres environnants.

On s'attend à ce que les rejets résultant des activités d'extraction du charbon ainsi que des retombées atmosphériques provenant de centrales thermiques aient une incidence sur l'environnement immédiat et se reflètent dans les données de suivi. Il n'existe pas d'autre industrie majeure près du lac. Par conséquent, les niveaux naturels de vanadium mesurés dans les différents milieux environnementaux de cette région peuvent raisonnablement être attribuables aux activités des centrales thermiques. Ressources naturelles Canada (Goodarzi et Sanei, 2002) et Environnement Alberta (2002, 2003) ont effectué des études de suivi dans la région du lac Wabamun. Par conséquent, il existe de nombreuses données de suivi pour caractériser l'exposition au vanadium dans cet écosystème.

Entre 1994 et 1997, un relevé des dépôts aériens a été effectué dans la région du lac Wabamun par Goodarzi et Sanei (2002) afin de suivre les répercussions des centrales thermiques. Les résultats de ce relevé indiquaient une concentration moyenne de 2,59 mg/kg dans un bioindicateur de métal dans la mousse au terme d'une exposition de 4 mois pendant l'hiver. La concentration moyenne dans la mousse immédiatement avant l'exposition était de 1,34 mg/kg. Ces données indiquent que le vanadium s'est déposé dans le sol pendant la période d'exposition. Le dépôt atmosphérique de vanadium au cours de la période de 4 mois a atteint un maximum de 0,82 g/ha, avec une valeur moyenne de 0,37 g/ha. Pendant l'été, le taux de dépôt a chuté à une moyenne de 0,20 g/ha. L'influence du vent se reflétait dans les données étant donné que les valeurs les plus élevées de dépôts atmosphériques de vanadium ont été relevées au sud-est des deux principales centrales thermiques, dans la direction des vents dominants. Des échantillons de sol prélevés en divers endroits dans la région environnante du lac indiquaient une concentration moyenne de vanadium de 63 mg/kg. La plus forte concentration a atteint 116 mg/kg et a été mesurée à une station d'échantillonnage située dans la direction du vent des quatre centrales thermiques. La méthode d'analyse a eu recours à une extraction avec acide nitrochlorhydrique.

Le ministère de l'Environnement de l'Alberta a procédé à une étude des sédiments et de la qualité de l'eau du lac Wabamun en 2002 (Environnement Alberta, 2002, 2003). La plus haute concentration mesurée pour les concentrations de vanadium dans l'eau a été de 20 µg/L à la sortie des effluents du bassin de cendres (eau filtrée). La concentration moyenne pour le reste du lac, c.-à-d., à plus de 100 m de distance de l'effluent, a été de 1 µg/L (Environnement Alberta, 2002). D'après la modélisation de spéciation effectuée pour le lac Wabamun (tableau 4 et annexe 1), on s'attend à ce que presque tout le vanadium dissous soit sous forme de H_2VO_4^- et de HVO_4^{2-} avec une très petite contribution des complexes HS-V₁ (moins de 1 %). Les sédiments du lac Wabamun sont riches en limon, sable fin et matières organiques, et ils contiennent également des flocons de charbon (Environnement Alberta, 2002). La plus forte concentration de vanadium mesurée dans les sédiments au cours d'un relevé effectué en 2002, a été de 105 µg/g. Dans tout le lac, la concentration moyenne des sédiments a été de 70 µg/g (Environnement Alberta, 2003).

D'après les données de surveillance présentées ci-dessus, les CEE suivantes, basées sur un scénario de pire éventualité réaliste, ont été sélectionnées afin de quantifier l'exposition des récepteurs écologiques au vanadium dans le cadre d'une centrale alimentée au charbon : 116 mg/kg dans le sol, 2 µg/L dans l'eau de surface et 105 µg/g dans les sédiments (toutes les concentrations représentent le vanadium total). La valeur de 2 µg/L pour l'eau de surface a été obtenue en divisant la concentration contrôlée à l'effluent du bassin de cendres (20 µg/L) par un facteur de 10 pour tenir compte de la dilution. Ce calcul vise à représenter la concentration de l'eau dans un emplacement situé à proximité du point de rejet d'effluent dans le lac; la valeur obtenue est en fait très semblable à la concentration moyenne mesurée dans l'ensemble du lac (c.-à-d. 2 µg/L et 1 µg/L).

Centrales thermiques alimentées au mazout

La plupart des centrales thermiques alimentées au mazout utilisaient du mazout lourd dans leurs chaudières. Toutefois, au cours des deux dernières décennies, ces centrales électriques ont commencé à utiliser des combustibles plus légers, comme le gaz naturel, afin de réduire la pollution atmosphérique (Statistique Canada, 2007b). Comme on l'a mentionné précédemment dans le rapport, on trouve habituellement le vanadium dans les combustibles lourds. Par conséquent, les rejets actuels de vanadium causés par les centrales alimentées au mazout sont probablement inférieurs aux rejets d'il y a vingt ans. Quoiqu'il en soit, parce que le vanadium est persistant et parce que certaines centrales ont cessé d'utiliser du mazout lourd récemment, on envisage une contamination historique attribuable aux émissions des centrales énergétiques alimentées au mazout.

En vue de choisir un scénario d'exposition approprié, les huit centrales alimentées au mazout lourd qui ont fait l'objet d'une étude de Statistique Canada en 1999 ont toutes été prises en considération (Statistique Canada, 2000). D'après les données recueillies à la suite de l'étude menée en vertu de l'article 71 et à partir des données disponibles auprès de l'INRP, la centrale dont les rejets de vanadium déclarés en 2006 étaient les plus élevés a été choisie dans le cadre du scénario d'exposition (Environnement Canada, 2009a; INRP, 2009). Il convient de noter que les rejets de la centrale sélectionnée, ainsi que ceux des autres centrales, ont été déclarés en termes de vanadium total, et non pas de pentoxyde de divanadium même, comme la concentration de pentoxyde de divanadium contenue dans les produits de combustion est inconnue. Par conséquent, les rejets déclarés surestiment la quantité réelle de pentoxyde de divanadium émise dans l'environnement.

La centrale sélectionnée dans le cadre du scénario d'exposition est celle de Tufts Cove, une centrale publique détenue par Nova Scotia Power et située dans le port d'Halifax, près de Dartmouth. Le mazout acheté et brûlé par cette centrale contient moins de 300 ppm de vanadium (Environnement Canada, 2009c). Il convient de noter qu'en raison du nombre croissant de conversions du mazout lourd au gaz naturel, les émissions de vanadium de cette centrale ont diminué depuis 2006, selon les données de l'INRP (INRP, 2009).

La présence de la centrale pourrait entraîner deux types de rejets dans le port : des rejets directs d'effluents et d'eau de refroidissement traités, et des dépôts atmosphériques provenant des émissions des cheminées (Nova Scotia Power Inc., 2009). Bien que les cendres volantes contiennent du pentoxyde de divanadium (Environnement Canada, 2009a), on ignore si les effluents en contiennent également. Une rose des vents élaborée à proximité de la centrale indique que les vents dominants soufflent loin du port (Nova Scotia Power Inc., 2009), et que les dépôts atmosphériques devraient ainsi se produire principalement dans les environnements terrestres avoisinants.

Malheureusement, aucune donnée de surveillance relative aux concentrations de vanadium dans le sol n'est disponible pour ces environnements. Même si la portée de l'incidence des dépôts atmosphériques sur le port n'a pas été quantifiée, des données relatives à cet habitat étaient disponibles et ont ainsi été prises en considération. La concentration moyenne de vanadium dans les sédiments recueillis dans les environs immédiats de la centrale en 2007 était de 139 µg/g, alors que la concentration la plus élevée était de 270 µg/g (Nova Scotia Power Inc., 2009). Tous les échantillons d'eau prélevés dans la région se trouvaient sous la limite de détection de 2 µg/L (Jacques Whitford Environment Ltd, 2001). Encore une fois, la modélisation de spéciation effectuée pour l'eau de mer (tableau 4 et annexe 1) indique que la presque totalité du vanadium dissous devrait être sous la forme des espèces inorganiques H_2VO_4^- et HVO_4^{2-} .

D'après ces données de surveillance, la CEE de l'exposition au vanadium des organismes marins a été déterminée à 2 µg/L dans l'eau et à 270 µg/g dans les sédiments (en tant que vanadium). On reconnaît que ces valeurs sont très prudentes, puisqu'elles représentent le vanadium total, et qu'elles proviennent probablement d'autres sources de pollution comme les eaux usées municipales non traitées et le transport maritime lourd. À cet effet, comme le mazout lourd constitue le principal combustible brûlé par les navires, ces derniers devraient vraisemblablement rejeter du vanadium sous forme de pentoxyde de divanadium, selon les conditions de combustion des moteurs.

Autres installations de combustion de combustibles fossiles

Les raffineries de pétrole et les projets de sables bitumineux consomment également des combustibles fossiles pour leur approvisionnement en électricité. Toutefois, aucun scénario d'exposition n'a été élaboré pour ces installations parce que l'on s'attend à ce que les rejets de vanadium en provenance de celles-ci soient semblables à ceux des centrales thermiques.

Métallurgie

Comme on l'a mentionné précédemment dans le rapport, une usine métallurgique au Canada utilise du pentoxyde de divanadium pour fabriquer des alliages ferrovanadium (Environnement Canada, 2009a). À l'exception d'une petite portion qui peut être perdue lors de la manutention de la matière brute (boulettes de pentoxyde de divanadium), la totalité de la substance est transformée en alliages et, par conséquent, est considérée inerte à ce moment-ci aux fins de l'évaluation écologique. En effet, les alliages ne

devraient pas rejeter de quantités considérables de vanadium dans l'environnement, et le vanadium présent dans les alliages n'est probablement pas sous forme de pentoxyde de divanadium, en raison du processus métallurgique utilisé. Toutefois, à l'étape du chauffage du procédé, du pentoxyde de divanadium peut être rejeté par les cheminées. En vertu de l'avis publié aux termes de l'article 71, l'usine métallurgique a déclaré des émissions atmosphériques de pentoxyde de divanadium de 19 kg de pentoxyde de divanadium en 2006. Du fait que la quantité rejetée est faible, comparativement aux rejets provenant d'autres sources, aucun scénario d'exposition n'a été élaboré pour les usines métallurgiques.

Fonderies de métaux et minerais

Extraction et concentration d'uranium

Le minerai d'uranium peut contenir du vanadium en tant qu'élément trace sous forme d'oxyde (Golightly *et al.*, 1983). On compte trois concentrateurs d'uranium en exploitation au Canada, tous dans le Nord de la Saskatchewan. Globalement, ils produisent près de 11 000 tonnes d'uranium par année (Ressources naturelles Canada, 2007). Comme première étape après l'extraction, le minerai d'uranium est concassé puis traité dans les usines situées près de la mine. Au cours du processus de concentration, la plupart des impuretés sont retirées du minerai afin de produire un concentré d'uranium appelé « yellow cake » (Ressources naturelles Canada, 2007; UPA 2010). La concentration fait intervenir une série de traitements chimiques et physiques, notamment la lixiviation du minerai et l'extraction par solvant, afin d'extraire l'uranium (AIEA, 1998; UPA, 2010). Étant donné les conditions et les solutions éluantes utilisées lors de l'extraction par solvant du procédé de concentration, on s'attend à ce que du pentoxyde de divanadium soit produit dans les concentrateurs d'uranium (PISC, 2001; Atomix, 2003). Toutefois, d'autres formes de vanadium peuvent également être rejetées dans les environs des mines d'uranium en raison des activités d'extraction, du transport et de l'élimination des rebuts minéraux. Ainsi, il subsiste une incertitude quant à l'ampleur dans laquelle les concentrations de vanadium mesurées dans les régions d'extraction et de concentration de l'uranium sont reliées au pentoxyde de divanadium formé lors de la concentration et à d'autres formes de vanadium présentes dans le minerai et les stériles. Compte tenu de cette importante incertitude, les activités d'extraction et de concentration de l'uranium ne seront pas examinées davantage au cours de la présente évaluation. Toutefois, ces sources seraient importantes dans le cadre de n'importe quelle autre évaluation fondée sur les groupes caractéristiques qui pourrait être réalisée pour tous les composés du vanadium.

Extraction et fusion des roches phosphatées

Selon sa provenance, la roche phosphatée contient du vanadium en des concentrations entre 3 et 300 mg V/kg (Mortvedt et Beaton, 1995). Au Canada, une seule entreprise extrait de la roche phosphatée pour produire des engrais. Selon les données déclarées à l'INRP, cette installation n'a pas rejeté de vanadium en 2006 (INRP, 2009). Depuis le Nord de l'Ontario où elle est extraite, la roche phosphatée est transportée en Alberta où elle est traitée. On extrait le phosphore de la roche phosphatée au moyen d'un procédé de

grillage avec sel qui enlève également les impuretés. Ce procédé est susceptible d'entraîner des émissions de pentoxyde de divanadium. Les données de l'INRP indiquent que 3 kg de vanadium ont été rejetés dans l'eau en 2006 et que 667 kg ont été éliminés sous forme d'injection souterraine (INRP, 2009). Du fait que ces rejets sont faibles comparativement à ceux provenant d'autres sources, aucun scénario d'exposition n'a été élaboré pour ce secteur.

Autres activités d'extraction et de fusion

Étant donné l'importance d'autres secteurs de l'industrie d'extraction des métaux au Canada (métaux de base), du vanadium peut également être rejeté sous forme de sous-produits provenant de l'extraction et de la transformation de ces métaux. Borgmann *et al.* (2007) ont mesuré des concentrations de vanadium variant entre 0,36 à 0,82 µg/L (eau filtrée) dans deux rivières touchées par l'extraction de métaux (cuivre, zinc et or) dans la région de l'Abitibi et de la baie James, au Québec. Les concentrations pour les sites témoins situés dans les mêmes rivières variaient entre 0,33 et 0,92 µg/L. Cela laisse entendre qu'il n'y a pas de rejets importants de vanadium sous forme de sous-produits de l'extraction de ces métaux dans cette région.

Usines de pâtes et papiers et scieries

Pour répondre à leurs besoins en énergie, les usines de pâtes et papiers et les scieries brûlent un éventail de combustibles qui rejettent du pentoxyde de divanadium dans l'atmosphère. On n'a trouvé aucune donnée de suivi pour les concentrations de vanadium dans les environs de ces usines. Par conséquent, on a modélisé ces concentrations. Pour ce faire, le modèle de dispersion atmosphérique AERMOD (2009) a été exécuté pour décrire la dispersion atmosphérique et les dépôts de matières particulaires liées au vanadium et provenant des cheminées. Ce modèle a été exécuté pour estimer les émissions au cours d'une période de 5 ans d'activités industrielles. Les valeurs suivantes ont servi comme intrants pour le modèle :

- journées d'exploitation de l'usine : 320 jours/année;
- Activité de la cheminée : 18 heures/jour;
- hauteur de la cheminée : 68,7 m;
- diamètre de la cheminée : 3,01 m;
- vitesse de l'air dans la cheminée : 12,75 m/s
- température de la cheminée : 463,5 K
- taux d'émission de vanadium : 0,426 g/s

Les deux premiers paramètres énumérés ci-dessus sont des valeurs par défaut pour une installation industrielle générique (Environnement Canada, 2008). Les autres paramètres, à l'exception du taux d'émission, sont des valeurs moyennes qui ont été calculées à partir de 57 usines de pâtes inscrites à l'INRP (2009). Enfin, le taux d'émission a été fondé sur les rejets déclarés les plus élevés parmi toutes les fabriques de pâtes qui ont répondu à l'étude en vertu de l'article 71 (Environnement Canada, 2009a). La distribution granulométrique calculée par Linak *et al.* (2000) pour les émissions de vanadium causées

par la combustion de mazout a également été intégrée au modèle. Le modèle a été exécuté pour estimer les taux de dépôt suivant une distance radiale allant jusqu'à 5 000 mètres de la cheminée.

Les estimations du modèle indiquant que les dépôts de vanadium au sol les plus élevés se produiront à une distance d'environ 2 000 mètres de la cheminée. À cette distance, les dépôts cumulatifs dans le sol après une longue période d'émission de 5 ans est de 0,0486 g/m². Les valeurs de dépôt variées de cette période de 5 ans, dans toute la région modélisée (c.-à-d. un rayon de 5 000 mètres, au centre duquel se trouve une cheminée modélisée) varient de 0,012 à 0,0486 g/m².

L'usine de pâtes et papiers qui a déclaré les rejets de vanadium dans l'atmosphère les plus élevés, en vertu de l'avis publié aux termes de l'article 71 est en activité depuis 102 ans. En supposant une densité du sol de 1,5 g/cm³ et une profondeur du sol de 10 cm, les concentrations de vanadium variant entre 1,6 et 6,6 mg/kg ont été estimées suivant le calcul de 102 ans de dépôt. La CEE dans le sol, fondée sur ce scénario de pire éventualité modélisé, a été calculée à 49 mg/kg (valeur arrondie). Pour obtenir ce nombre, la valeur moyenne de concentration de fond du sol de surface de 42 mg/kg (valeur supérieure de la plage) à l'échelle du Canada (Environnement Canada, 1999; tableau 10) a été ajoutée à la concentration prévue la plus élevée (6,6 mg/kg), basée sur l'absorption modélisée de pentoxyde de divanadium dans le sol.

Lixiviation des décharges

On reconnaît que le vanadium présent dans les articles manufacturés qui contiennent du pentoxyde de divanadium et qui sont éliminés dans des sites d'enfouissement, ont le potentiel de s'infiltrer dans les eaux souterraines sous forme d'espèces de vanadium dissoutes. Cela pourrait constituer une source d'exposition pour ce milieu naturel. Les données de suivi recueillies dans le cadre du programme de suivi du Plan de gestion des produits chimiques indiquent que les concentrations totales de vanadium dans le lixiviat provenant des décharges sont inférieures à 0,01 et vont jusqu'à 0,03 mg/L. Ces données se fondent sur un seul échantillonnage réalisé dans 10 décharges différentes au Canada. Sachant que la somme de tout le lixiviat provenant des décharges au Canada est estimée à 8 428 000 m³/année (Conestoga-Rovers & Associates, 2008), on obtient un potentiel de rejet de 253 kg de vanadium chaque année par le lixiviat des décharges. Puisque la concentration la plus élevée mesurée dans les lixiviats issus des sites d'enfouissement (qui seront probablement dilués et mélangés dans les eaux souterraines) est quatre fois moindre que la valeur de CESE pour la toxicité chronique sur les organismes aquatiques (0,120 mg/L), un scénario d'exposition plus détaillé, pour les eaux souterraines, n'a pas été élaboré, car ce milieu environnemental ne soulève aucune inquiétude.

Émissions des convertisseurs catalytiques des automobiles le long des routes

Le pentoxyde de divanadium peut être émis des convertisseurs catalytiques des automobiles en raison de l'abrasion, ce qui peut représenter une source très dispersive de vanadium dans le milieu urbain. En supposant avec prudence que tout le vanadium émis

par les voitures provient de cette source, les données de suivi concernant la concentration de vanadium dans le sol le long des routes sont tirées de la documentation publiée. Tsukatani *et al.* (2002) ont mesuré l'activité mutagène des sols le long des routes en milieu urbain au Japon par rapport aux métaux lourds. La route étudiée était achalandée, environ 50 000 véhicules l'empruntant tous les jours. Les concentrations de vanadium dans les échantillons de sol prélevés depuis le terre-plein central jusqu'à environ 150 mètres de la route variaient entre 6 et 53 mg/kg et avaient tendance à diminuer à mesure qu'on s'éloignait de la route. Une étude réalisée en Allemagne a donné une concentration de vanadium semblable (51 mg/kg) mesurée au bord d'une route urbaine (3 200 véhicules par jour; Munch, 1993). La concentration de fond pour un sol forestier échantillonné dans cette région a été de 27 mg/kg. On n'a trouvé aucune donnée de suivi pour le Canada. Les données provenant de l'étude réalisée au Japon ont été choisies comme scénario d'exposition du pire cas, même s'il y a des endroits au Canada où la circulation est plus élevée (p. ex. plus de 400 000 voitures par jour sur l'autoroute 401 près de Toronto, Ontario). Par conséquent, on a choisi pour ce scénario d'exposition une CEE pour le sol de 53 mg/kg.

Même si le scénario ci-dessus a été choisi pour l'évaluation de l'exposition, des calculs génériques ont été effectués pour le Canada afin d'estimer les rejets de vanadium des véhicules. Schmid *et al.* (2001) ont estimé que des facteurs d'émission pour les matières particulaires (MP) provenant des véhicules peuvent atteindre un maximum de 107,9 mg MP/véhicule-km. La teneur en vanadium dans les MP provenant d'un véhicule se situe entre 0,15 et 15,14 mg/kg MP (Furusjö *et al.*, 2007). À l'aide de cette dernière valeur et de la valeur estimée par Schmid *et al.* (2001), un facteur d'émission de vanadium de la partie supérieure de la plage dans les matières particulaires provenant des véhicules a été calculé à 1,63 µg par véhicule par kilomètre. Sachant que la distance totale parcourue au Canada chaque année est de 332,2 milliards de véhicules-km (Statistique Canada, 2008), on a estimé que 541,5 kg de vanadium pouvaient être rejetés sur les surfaces du sol près des routes dans l'ensemble du pays. Étant donné que les routes au Canada totalisent 1 042 000 km (Transport Canada, 2008), on estime qu'une moyenne de 520 mg de vanadium est rejeté chaque année par kilomètre de route au Canada. En considération de façon arbitraire que les matières particulaires seront déposées à une profondeur de sol de 10 cm et à 1 m de la route, une concentration de vanadium dans le sol de $3,5 \times 10^{-3}$ mg/kg a été ajoutée. Ce nombre se fonde sur l'hypothèse selon laquelle la circulation est répartie uniformément dans l'ensemble du pays. Un calcul plus réaliste a été effectué en fonction d'une section hypothétique de 1 km de l'autoroute 401 près de Toronto, Ontario (plus de 400 000 voitures par jour). Les résultats des émissions de vanadium sont de 652 mg/km par année et l'ajout d'une concentration de vanadium dans le sol de $4,3 \times 10^{-3}$ mg/kg. Ces chiffres sont très petits par rapport aux valeurs de fond typiques relatives au sol de surface (moyenne de 38 à 42 mg/kg; tableau 10) et laissent entendre que les émissions produites par les convertisseurs catalytiques automobiles ne constituent probablement pas une préoccupation.

Les industries fabriquant des convertisseurs catalytiques pour les voitures sont susceptibles de rejeter du pentoxyde de divanadium suite à la manipulation de la

substance pendant la fabrication. Toutefois, aucune industrie n'a fait de déclaration en vertu de l'avis publié aux termes de l'article 71.

Engrais phosphatés

Comme on l'a mentionné ci-dessus, on trouve du pentoxyde de divanadium dans les engrais phosphatés suite au grillage avec sel de la roche phosphatée. Par conséquent, du pentoxyde de divanadium sera introduit dans le sol agricole suite à l'application d'engrais. Mortvedt et Beaton (1995) ont estimé l'apport de vanadium dans le sol à 12 g/ha, lorsqu'il est appliqué à un taux équivalant à 20 kg de phosphore par hectare. En supposant qu'on applique un taux élevé de 75 kg/ha d'engrais phosphatés au cours d'une saison de végétation pour des cultures très exigeantes (p. ex. céréales, MAAARO, 2009), on obtiendrait une concentration de vanadium supplémentaire de 0,015 mg/kg, en supposant une densité du sol de 1,5 g/cm³ et une profondeur de mélange de 0,2 m (profondeur du sillon) (Environnement Canada, 2005). Si on choisit arbitrairement une période de 50 années d'applications consécutives d'engrais dans un sol agricole, on obtient une concentration de vanadium supplémentaire de 0,75 mg/kg. Cette valeur s'ajouterait à la concentration de fond moyenne pour le sol de 42 mg/kg (valeur supérieure de l'étendue des moyennes; tableau 10) pour donner une valeur de 43 mg/kg, qui est utilisée pour représenter une CEE prudente pour le sol de ce scénario.

Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche adoptée dans la présente évaluation écologique préalable consistait à examiner les divers renseignements à l'appui et à tirer des conclusions suivant la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence requis par la LCPE (1999). Les éléments de preuve pris en considération comprennent les résultats d'un calcul du quotient de risque prudent, mais réaliste, ainsi que des renseignements sur la persistance, la bioaccumulation, la toxicité inhérente, les sources et le devenir de la substance dans l'environnement.

Les rejets dispersifs de pentoxyde de divanadium dans l'environnement canadien sont principalement attribuables aux émissions atmosphériques provenant de diverses activités industrielles, en particulier la combustion de combustibles fossiles. Il se produit ensuite un dépôt de pentoxyde de divanadium dans les écosystèmes aquatiques et terrestres environnants. Comme le pentoxyde de divanadium est soluble, il se dissoudra au contact de l'humidité dans ces écosystèmes et produira un éventail d'espèces dissoutes selon les conditions environnementales comme le pH et le E_h . Globalement, le vanadium se retrouvera dans l'eau mais finira par se séparer dans les sédiments. On s'attend également à ce qu'il soit mobile dans une certaine mesure dans le sol.

Le vanadium pentavalent (et par extension le pentoxyde de divanadium) est considéré infiniment persistant. Des preuves obtenues expérimentalement indiquent que le vanadium pentavalent a un faible potentiel de bioaccumulation tant dans les écosystèmes aquatiques que terrestres. En outre, le vanadium semble avoir un faible potentiel de

bioamplification dans les réseaux alimentaires naturels. Il a été établi que le vanadium pentavalent présente une toxicité aiguë et chronique allant de modérée à élevée pour les organismes aquatiques, et une faible toxicité chronique pour les organismes terrestres.

Une analyse du quotient de risque, intégrant des estimations prudentes mais réalistes de l'exposition aux renseignements sur la toxicité, a été réalisée pour le milieu aquatique et le milieu terrestre, afin de déterminer si la substance pourrait avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada. On a élaboré des scénarios industriels propres aux sites fondés sur les données de suivi pour les plus importantes sources de rejet de pentoxyde de divanadium dans l'environnement. D'autres scénarios d'exposition ont été élaborés pour les émissions provenant des convertisseurs catalytiques des automobiles ainsi que pour l'application d'engrais phosphatés. Les valeurs des CEE obtenues pour chaque scénario pour chaque milieu préoccupant sont résumées au tableau 11. Il faut souligner que dans les écosystèmes aquatiques, la biodisponibilité des métaux peut être modifiée par certains facteurs comme le pH, la dureté et les matières organiques dissoutes. Dans le cadre de cette évaluation préalable, on a présumé que la biodisponibilité du vanadium dans l'eau de surface est approximativement égale à celle des essais de toxicité (c.-à-d. en règle générale, relativement élevée). Ainsi, les valeurs des CEE pour l'eau s'appuyaient sur le vanadium dissous total. Cette hypothèse n'est pas trop prudente car, d'après une modélisation de spéciation réaliste effectuée pour des plans d'eau représentatifs au Canada, les ions de vanadate sont les formes dominantes dans l'eau, et ces formes sont très biodisponibles en raison du mimétisme des ions avec l'anion de phosphate.

Comme on l'a décrit précédemment, des valeurs de CESE ont été obtenues pour les organismes terrestres et pélagiques aquatiques en fonction des VCT, qui à leur tour se fondaient sur les nombreuses données empiriques disponibles relatives à la toxicité. En raison du manque de données sur la toxicité du biote vivant dans les sédiments, la CESE des organismes benthiques a été basée sur une concentration de fond de la partie supérieure de la plage (95^e centile) concernant le vanadium dans les sédiments. Les valeurs des CESE sont résumées au tableau 11

Tableau 11. Quotients de risque (QR) calculés dans le cadre des différents scénarios d'exposition, fondés sur les concentrations d'exposition les plus élevées ou prévues

Endroit	Industrie	Moyenne	CEE ¹	CESE	QR
Lac Wabamun Alberta	Centrales thermiques alimentées au charbon	Sol	116 mg/kg	130 g/kg	0,89
		Eau douce de surface	2 µg/L	120 µg/L	0,02
		Sédiments d'eau douce	105 mg/kg	90 mg/kg	1,2
Port d'Halifax Nouvelle-Écosse	Centrales thermiques alimentées au mazout	Sol	s.o.	s.o.	—
		Eau de mer de surface	2 µg/L	5 µg/L	0,4
		Sédiments d'eau de mer	270 mg/kg	90 mg/kg	3,0

Endroit	Industrie	Moyenne	CEE ¹	CESE	QR
Usine de pâtes (scénario modélisé; lieu de l'usine supposé être sur le Bouclier canadien)	Usines de pâtes et papiers et scieries	Sol	49 mg/kg	130 mg/kg	0,38
Japon, sur le bord d'une route achalandée	Convertisseurs catalytiques d'automobiles	Sol	53 mg/kg	130 mg/kg	0,41
Régions agricoles à la grandeur du Canada	Application d'engrais phosphatés	Sol	43 mg/kg	130 mg/kg	0,33

¹: Comme pire cas, on n'a pas soustrait la concentration de fond de vanadium de la CEE dans les cas où la CEE était basée sur des données de suivi.

s.o. : sans objet

Les quotients de risque qui en résultent (CEE/CESE) et qui sont présentés au tableau 11 varient entre 0,15 et 3,0.

Pour tous les scénarios envisagés, la CEE pour le sol est inférieure à la CESE. Elle est également inférieure au 95^e percentile des concentrations de fond en till à la grandeur du Canada (125 mg/kg; tableau 10). Même si le till ne soutient normalement pas la vie, et même si sa composition peut différer de celle de la terre végétale, cette couche est souvent utilisée pour établir les fonds géochimiques des métaux. Ces valeurs de fond sont pertinentes, parce qu'on peut s'attendre à ce que les organismes à l'état sauvage sont adaptés aux niveaux naturels des métaux présents dans leur environnement.

L'analyse du quotient de risque laisse entendre que les concentrations de vanadium dans les sédiments d'eau douce et d'eau de mer dans le cas des scénarios de combustion de combustibles fossiles (lac Wabamun et Tufts Cove) sont suffisamment élevées pour avoir des effets nocifs éventuels sur les communautés benthiques (QR de 1,2 et 3,0, respectivement). Toutefois, les valeurs de la CEE de ces scénarios sont basés sur des concentrations totales maximales de vanadium, et s'appliquent à toutes les sources de rejet. De plus, comme la CESE dans les sédiments devrait être plutôt prudente, selon la valeur supérieure des concentrations de fond, plutôt que les paramètres d'effet minimal tirés des essais de toxicité (qui devraient être supérieurs aux concentrations de fond, le risque d'effet nocif sur l'environnement est considéré comme étant surestimé concernant ces sites.

Dans l'ensemble, l'effet nocif sur les organismes aquatiques et terrestres causé par l'exposition au pentoxyde de divanadium est probablement basé sur une analyse des sites récepteurs de dépôts ou d'effluents liquides atmosphériques contenant du vanadium dérivé du pentoxyde de divanadium. Ces renseignements révèlent que les rejets de pentoxyde de divanadium ne produisent probablement pas d'effet nocif sur l'environnement au Canada.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Il existe une incertitude concernant la quantité de pentoxyde de divanadium rejetée par diverses activités industrielles au Canada, en particulier pour ce qui est des rejets accidentels. En effet, certaines installations ne sont peut-être pas conscientes qu'elles rejettent cette substance, p. ex. suite à la combustion de combustibles fossiles. En outre, il existe une incertitude au sujet de la forme sous laquelle le vanadium est rejeté dans l'environnement. Par exemple, des réponses reçues suite à la publication de l'avis prévu à l'article 71 fournissaient des données sur les rejets de vanadium; cependant, les répondants ne savaient pas s'ils étaient sous la forme de pentoxyde de divanadium. Même si la documentation nous donne de nombreuses preuves qui indiquent que le pentoxyde de divanadium est supposément la principale forme de rejet de la plupart des procédés industriels visés par la présente évaluation (c.-à-d. combustion de combustibles fossiles, raffinage du pétrole, extraction de phosphate), il demeure une incertitude au sujet de la contribution du pentoxyde de divanadium aux CEE dans certains cas. Cette incertitude a été prise en compte par l'hypothèse prudente voulant que la plus grande partie du vanadium rejeté par ces procédés soit du pentoxyde de divanadium. Toutefois, on ne l'a pas fait dans le cas de l'extraction et de la concentration de l'uranium parce que l'incertitude concernant la relative importance des formes de vanadium rejetées par cette activité industrielle était jugée trop élevée.

Pour ce qui est du scénario d'exposition pour les usines de pâtes, il existe une incertitude dans les calculs de CEE qui se fondent sur la modélisation de dépôt. Même si cette incertitude erre du côté de la grande prudence, l'analyse du quotient de risque indique quand même qu'aucun effet nocif ne serait occasionné aux écosystèmes terrestres.

Un autre secteur d'incertitude a trait aux effets du vanadium sur les organismes benthiques. En effet, la CESE pour ces organismes se fondait sur le 95^e percentile des concentrations de fond de vanadium dans les sédiments plutôt que sur des données écotoxicologiques. On s'attend toutefois à ce que le 95^e percentile soit une estimation prudente d'un seuil d'effet tant pour les organismes marins que d'eau douce.

Enfin, il existe une incertitude quant à la conclusion (excluant une évaluation fondée sur les groupes caractéristiques pour le vanadium) – compte tenu de toutes les sources potentielles de vanadium. En effet, de nombreuses substances contenant du vanadium en plus du pentoxyde de divanadium peuvent contribuer au rejet total de groupes caractéristiques de vanadium dans l'environnement. Dans le cadre de cette évaluation du Défi, seules les sources de vanadium que l'on croit reliées au pentoxyde de divanadium ont été prises en considération. Les autres sources de vanadium pour l'environnement étaient, dans certains cas, visées par l'utilisation de données de suivi afin de caractériser l'exposition. La conclusion à laquelle on est parvenu dans la présente évaluation pour le pentoxyde de divanadium n'empêche pas l'inclusion de cette substance dans n'importe quelle autre évaluation future fondée sur les groupes caractéristique qui pourrait être réalisées pour le vanadium et ses composés.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Milieux naturels et aliments

Puisque la combustion des combustibles fossiles comme le mazout et le charbon constitue la principale source de pentoxyde de divanadium, on prévoit que l'inhalation de l'air ambiant et de matières particulaires (MP) pourrait représenter une voie principale d'exposition au pentoxyde de divanadium de la population générale au Canada. Malheureusement, aucunes données n'ont été trouvées concernant les niveaux de pentoxyde de divanadium dans l'air, dans d'autre milieu naturel, ou dans les aliments. Ainsi, pour les objectifs de cette évaluation préalable, les estimations d'exposition au pentoxyde de divanadium ont été dérivées en utilisation des données concernant les niveaux de vanadium dans ces sources. Cette méthode surestime probablement les expositions réelles au pentoxyde de divanadium provenant des milieux environnementaux et des aliments.

Le contrôle de l'air a été effectué par Environnement Canada pour 53 endroits au Canada à divers moments entre 1986 et 2008. Le vanadium a été mesuré dans les matières particulaires à l'aide d'un diamètre aérodynamique d'une particule égal ou inférieur à 2,5 µm, c.-à-d., la fraction respirable ou la fraction MP_{2,5}. Les données de contrôle de l'air indiquent que les concentrations de vanadium dans l'air ambiant sont dans la plage correspondant à moins de 0,1 jusqu'à 525 ng/m³. Pour les données obtenues entre 2004 et 2008 à neuf endroits au Canada, la concentration de vanadium maximale dans la fraction MP_{2,5} était de 59,5 ng/m³ à Montréal, au Québec (communication personnelle en 2009 d'Environnement Canada adressée à Santé Canada; source non citée). Des valeurs semblables ont été déclarées dans les autres villes. Par exemple, à New-York, une concentration moyenne de vanadium de 14,5 ± 15,1 ng/m³ a été déclarée au centre de Manhattan (Peltier et Lippmann, 2009); et pour Mexico, une ville très industrialisée, une concentration d'exposition personnelle moyenne au vanadium de 23 ± 12 ng/m³ a été déclarée dans cette ville très industrialisée (Riveros-Rosas *et al.*, 1997). La concentration de vanadium à Montréal, 59,5 ng/m³, sert pour obtenir l'estimation d'exposition pour l'air parce qu'il s'agit des données les plus récentes au Canada. Les émissions causées par l'utilisation de pentoxyde de divanadium pour produire du ferrovanadium devraient être minimales, puisque, tel qu'il a été précédemment mentionné, la température des fournaies de l'installation est de 1 800 °C, le divanadium émis par les cheminées n'est probablement pas du pentoxyde de divanadium et toutes les émissions dans l'air sont limitées par l'utilisation de filtres à manche installés pour lutter contre la pollution.

Les données récentes sur les concentrations de vanadium dans l'eau potable sont très limitées. Au Canada, les niveaux mesurés de vanadium dans 2 004 échantillons d'eau potable de la province de la Saskatchewan prélevés entre 1976 et 2007 étaient disponibles auprès d'Environnement Saskatchewan (communication personnelle en 2007 d'Environnement Saskatchewan adressée à Santé Canada; source non citée). Selon les renseignements fournis, une concentration typique de vanadium de 1 µg/L a été observée

depuis l'année civile 2001 jusqu'en 2007, ainsi qu'une concentration minimale de vanadium de 0,4 µg/L dans un échantillon de l'approvisionnement en eau de la municipalité régionale de Wakaw-Humboldt et la concentration maximale de 13 µg/L de vanadium dans un échantillon du système de distribution de Hafford. Aux États-Unis, une étude des eaux municipales réalisée dans 21 villes, à la grandeur du pays en 1999, a révélé le vanadium à des concentrations entre 0,5 et 6,3 µg/L (Miller-Ihli et Baker, 2001). L'étude de Soldi *et al.* (1996) indique qu'aucun dépôt considérable de vanadium n'est produit dans les eaux souterraines à proximité de la raffinerie de pétrole, et les concentrations de vanadium déclarées dans les eaux souterraines varient entre 400 et 500 µg/L. Plus récemment, une étude de l'eau potable en Argentine a relevé la présence de concentrations de vanadium dans une plage de 5,52 à 8,11 µg/L (Wuilloud *et al.*, 2005). La concentration de vanadium de 1 µg/L dans l'eau potable de la Saskatchewan a été utilisée pour obtenir l'estimation d'exposition au pentaoxyde de divanadium pour l'eau potable, car il s'agit de la concentration type observée ces dernières années.

Le vanadium est un élément naturel que l'on trouve dans le sol et les roches, mais on s'attend à ce que du vanadium provenant de sources anthropiques, comme la combustion de combustibles fossiles et de bois, se dépose dans le sol, en particulier dans les endroits près des sources de pollution, et soit assimilé par les plantes (Preda et Cox 2002; Ambrizoni *et al.*, 2009; Bañuelos et Ajwa, 1999). Des études sur l'absorption de vanadium en fonction du pH et du potentiel d'oxydoréduction de la solution de nutriments suggérait que lors de conditions normales, le VO³⁻ et le VO²⁺ étaient les formes prédominantes de vanadium absorbées à partir du sol par les racines des plantes par diffusion passive (Welch, 1973; Tyler, 2004). L'épandage des boues d'épuration et des cendres volantes sur des terres agricoles risque également de faire augmenter la teneur en vanadium du sol (Dungan et Dees, 2007; Kuzmick *et al.*, 2007). Les concentrations de vanadium dans des échantillons de sol de surface prélevés en 1992 au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta, variaient de 5 à 304 µg/g, et les concentrations du 95^e centile étaient de 178 µg/g, respectivement; les concentrations de vanadium dans le sol sur les sites de surveillance à long terme (1995-2003) établies dans la province du Manitoba variaient de 4,0 à 42,5 µg/g, avec une concentration moyenne de 8,7 µg/g; en Ontario, les concentrations de vanadium dans les sols de surface en 1995 variaient de 32 à 344 µg/g, avec des concentrations moyenne et médiane de 70 ± 27 et 68 µg/g, respectivement (tableau 10; communication personnelle de 2009 de la Division des sites contaminés de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, source non citée).

À Ottawa, les concentrations maximales de vanadium dans des échantillons de poussière domestique et de sols de jardin prélevés en 2001 ont été de 43,6 µg/g et de 85,6 µg/g, respectivement (Rasmusen *et al.*, 2001). Récemment, une étude exhaustive de métaux trace dans les sédiments et les mangliers du Queensland, en Australie, ont révélé des concentrations de vanadium de 6 à 171 µg/g dans de vieux sédiments, avant l'industrialisation, ce qui était conforme aux niveaux observés dans le substrat rocheux où le vanadium peut être présent naturellement (Preda *et Cox*, 2002). La concentration de vanadium dans des sols et des sédiments d'estuaire plus récents était inférieure, à 2 à 65 µg/g et 4 à 80 µg/g, respectivement. Toutefois, après un examen plus minutieux

des données à l'aide d'une analyse de facteurs et d'une matrice de corrélation, on a constaté que le fer avait une énorme influence dans le contrôle de la distribution des éléments trace dans les sols et les sédiments et, ce qui est encore plus important, qu'un enrichissement de métaux traces (y compris le vanadium) s'était effectivement produit dans des régions où l'activité humaine avait augmenté. L'étude réalisée par Colina et des collègues (2005) sur les sédiments du lac de Maracaibo, au Venezuela, a recensé du vanadium (IV) comme l'espèce prédominante dans les sédiments et une concentration totale de vanadium de 1,7 à 113,5 µg/g. Les niveaux de vanadium dans les sédiments ont été jugés élevés et attribués à l'industrie pétrolière (Colina *et al.*, 2005). Plus récemment, une étude du sol d'une forêt rurale au Danemark a révélé une accumulation de métaux lourds, dont du vanadium, dans le sol, mais il y avait peu de différences entre les concentrations de vanadium dans la couche arable et le sous-sol, où les concentrations moyennes étaient de 5,9 µg/g et 5,0 µg/g, respectivement (Hovmand *et al.*, 2008). En Italie, une étude des répercussions des émissions d'une entreprise de production thermoélectrique et d'une raffinerie de pétrole sur la région environnante a révélé que le niveau de vanadium dans le sol variait entre 64 et 122 µg/g poids sec (p.s.) (Triolo *et al.*, 2008). La concentration maximale de vanadium dans des échantillons de sol de surface recueilli en 1992 et s'élevant à 1 00 µg/g a été utilisée pour obtenir une estimation de l'exposition à partir du sol.

La présence de vanadium dans le sol et les aliments en raison de sa présence naturelle dans les métaux et son rejet consécutif aux activités anthropiques devraient contribuer à l'exposition de la population générale au vanadium. Cependant, aucune donnée canadienne sur les concentrations de vanadium dans les aliments. Plusieurs études internationales ont fait état de concentrations de vanadium dans un éventail de produits et de groupes alimentaires, notamment le lait, les boissons, les mollusques et crustacés, les noix et les légumes. Certaines de ces études ont également inclus des niveaux de vanadium dans des aliments cultivés dans des zones industrialisées où il y a une importante activité anthropique. Les concentrations de vanadium dans les aliments potentiellement contaminées par de telles activités ne sont pas considérées représentatives des concentrations de vanadium qui sont probablement typique des aliments canadiennes. Des données d'enquête provenant des États-Unis (Pennington et Jones, 1987) et du Royaume-Uni (Evans *et al.*, 1985) ont également fait l'objet d'un examen afin de présenter la plage d'absorption des divers régimes alimentaires.

En Espagne, on n'a pas répertorié de différences importantes dans les niveaux de vanadium dans différents types de lait de vache (Lopez-Garcia *et al.*, 2009); le niveau le plus élevé a été observé dans des échantillons de lait entier pour lequel une concentration moyenne de vanadium de $0,35 \pm 0,05$ µg/L a été observée, suivie de niveaux légèrement plus faibles de $0,32 \pm 0,04$ et $0,25 \pm 0,04$ µg/L mesurées dans du lait partiellement écrémé et le lait écrémé, respectivement. Le niveau maximal de vanadium dans des préparations pour nourrissons ($6,2 \pm 0,4$ ng/g) était dans une formulation prébiotique (Lopez-Garcia *et al.*, 2009).

On a étudié un éventail de boissons afin d'en déterminer la teneur en vanadium, notamment la bière, le vin blanc et le thé (Wryzykowska *et al.*, 2001; Moreda-Pineiro *et*

al., 2003; Del Mar Castineria *et al.*, 2004). Les concentrations de vanadium dans la bière en Pologne variaient entre 8 et 55 µg/L (Wyrzykowska *et al.*, 2001). Les auteurs ont laissé entendre que les niveaux élevés de vanadium pouvaient être attribués à une utilisation historique notoire de la substance dans la fabrication de systèmes d'accumulateurs et de l'accumulation ultérieure de vanadium dans les milieux environnementaux (Wyrzykowska *et al.*, 2001).

La plage de concentrations du vanadium dans 127 échantillons de vin blanc provenant de quatre régions de l'Allemagne était de 1,2 à 364 µg/L (Del Mar Castineria *et al.*, 2004).

Les concentrations de vanadium dans les feuilles de thé (c.-à-d. pas dans le breuvage consommé) étaient très variables. Les concentrations moyennes les plus élevées étaient dans les feuilles de thé provenant de Chine ($0,44 \pm 0,31$ µg/g; Moreda-Pineiro *et al.*, 2003). La concentration moyenne inférieure concernait les feuilles de thé des sachets de thé à étiquette jaune (Londres, Royaume-Uni) ($0,18 \pm 0,04$ µg/g; Ødgård et Lund, 1997). Pour ces sachets de thé Lipton, l'efficacité d'extraction du vanadium des sachets de thé Lipton à l'infusion de thé a été déclaré être faible (5%). Cependant, une efficacité d'extraction de 40,5 % a été observée dans une infusion des sachets de thé d'ortie (*Urticae folium*) (Stanowice, Pologne; Lozak *et al.*, 2002).

En ce qui concerne les produits alimentaires individuels, Gundersen et des collègues (2001) ont trouvé du vanadium dans des tomates cultivées au Danemark, et ce, dans des concentrations allant de 0,09 à 0,126 ng/g poids frais (p.f.). Ils n'ont constaté aucune différence significative entre la concentration de vanadium dans les tomates cultivées dans le sol et celles cultivées en serre sur laine de roche. Une étude de baies sauvages (airelles de montagne ou *Vaccinium vitis-idaea* L.) du Nord de la Finlande a révélé que le niveau maximum de vanadium (0,036 µg/g p.f.) était présent dans les airelles de montagne cultivées près de sites de fabrication de ferrochrome et d'acier (Pöykiö *et al.*, 2005). Svoboda et Chrastný (2008) ont récemment réalisé une étude exhaustive des 22 variétés de champignons comestibles cultivés dans une région rurale de la République Tchèque et contenant 0,04 et 1,66 µg/g de vanadium en matières sèches. Ils ont aussi observé que le vanadium s'accumulait dans les espèces *Amanita muscaria*. La concentration moyenne de vanadium dans les feuilles et les racines de persil provenant d'Araraquara, au Brésil a été répertoriée à 2,25 µg/g et 3,56 µg/g, respectivement (Ambrozini *et al.*, 2009). Fait intéressant, les niveaux de vanadium dans les pistaches brutes, tel que dans le thé, dépendaient également de leur pays d'origine. Une étude des pistaches provenant de Turquie, d'Iran et de la Californie a révélé des concentrations de vanadium se situant entre 4,1 et 20,8 µg/g p.s., la concentration la plus élevée étant trouvée dans des pistaches provenant de la région de Fandoghi, dans le Nord de l'Iran (Anderson et Smith, 2005).

On a répertorié deux études récentes qui ont examiné les niveaux de vanadium dans plusieurs aliments (Triolo *et al.*, 2008; Nardi *et al.*, 2009). Une étude italienne a étudié les répercussions sur l'environnement et la santé des émissions provenant d'une entreprise de production thermoélectrique et d'une raffinerie de pétrole de la région (Triolo *et al.*, 2008). Le niveau de vanadium dans le sol variait entre 64 et 122 µg/g p.s. et on a décelé

du vanadium dans la laitue, les pommes de terre, les courgettes, les aubergines, les tomates et les citrons à des niveaux allant de 0,003 et 0,02 µg/g p.f. (les niveaux les plus élevés se trouvaient dans la laitue et les pommes de terre). Huit échantillons d'olives ont également été étudiés, mais du vanadium a été détecté seulement dans les échantillons plus près de l'entreprise de production thermoélectronique et de la raffinerie de pétrole (0,032 µg/g p.f.).

Une étude brésilienne menée par Nardi et des collègues (2009) a testé une variété de groupes alimentaires (notamment œufs, viandes, poissons, produits laitiers, légumes et noix) pour un éventail d'éléments essentiels et on a répertorié du vanadium dans du riz ($9,6 \pm 0,09$ ng/g), des œufs ($35,3 \pm 0,2$ 2,5 ng/g), du pain ($2,5 \pm 0,2$ ng/g), du fromage ($20,3 \pm 1,0$ ng/g) et du lait en poudre ($34,4 \pm 1,2$ ng/g).

On n'a répertorié aucune donnée sur le niveau de vanadium dans le lait maternel.

Dans cette évaluation préalable, les estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne de pentoxyde de divanadium provenant de milieux naturels et d'aliments ont été dérivées en convertissant les estimations d'absorption de vanadium en absorption de pentoxyde de divanadium. Le processus de conversion, ainsi que les absorptions pour tous les groupes d'âge sont résumés à l'annexe 3.

La limite supérieure estimée de l'absorption journalière de pentoxyde de divanadium chez la population générale du Canada était comprise entre 1,01 µg/kg p.c. par jour pour les adultes de 60 ans et plus et 5,58 µg/kg p.c. par jour pour les tout-petits de 6 mois à 4 ans. En comparaison, une Étude de la diète totale menée aux États-Unis a permis de déterminer que le consommateur moyen ingérait de 11 à 32 µg de pentoxyde de divanadium par jour (conversion à partir de 6 à 18 µg de vanadium par jour) (Pennington et Jones, 1987), tandis qu'une étude semblable effectuée au Royaume-Uni calculait que l'ingestion de vanadium par un consommateur moyen à partir d'une alimentation commune variait de 11 à 48 µg de pentoxyde de divanadium par jour (conversion à partir de 6 à 27 µg de vanadium par jour) (Evans *et al.*, 1985). Pennington et Jones (1987) ont en outre présenté des données à partir d'un certain nombre de recherches relatives à l'absorption de vanadium, qui variaient de 11 à 2 080 µg/jour (conversion à partir de 6 à 1 165 µg de vanadium par jour) ou l'équivalent de 0,15 à 30 µg/kg p.c. par jour dans le cas d'un adulte moyen. Ces données laissent entendre que la géographie et le spectre des aliments qui constituent l'essentiel de l'alimentation peuvent grandement influencer sur l'absorption moyenne de vanadium.

Pour les enfants et les nourrissons les estimations de la limite supérieure de l'exposition au pentoxyde de divanadium résultent de l'ingestion de sol. Pour les estimations de la limite supérieure de l'exposition des est l'alimentation. Cependant, la biodisponibilité du pentoxyde de divanadium à partir d'ingestion de sol ou d'aliments par voie orale est faible (Tyler, 2004). De plus, la proportion réelle de vanadium dans les milieux naturels et les aliments qui existent dans l'état de pentoxyde de divanadium n'est pas connue. Malgré qu'elle soit probablement de beaucoup inférieure aux estimations de 100% présumées dans cette évaluation préalable, une approche prudente a été appliquée étant donné

l'absence de renseignements adéquats concernant les formes de vanadium que l'on trouve couramment dans les milieux naturels et les aliments.

Produits de consommation

D'après les renseignements disponibles, le pentoxyde de divanadium se trouve dans des produits de consommation utilisés par la population générale au Canada. Les soumissions reçues en vertu de l'article 71 n'identifiaient pas les produits de consommation qui contiennent du pentoxyde de divanadium (Environnement Canada, 2009a). Le pentoxyde de divanadium ne figure pas dans la Base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP) ou dans la base de données sur les ingrédients non médicinaux de la Direction des produits thérapeutiques comme un ingrédient médicinal ou non médicinal dans les produits pharmaceutiques (BDPP, 2010; communication personnelle de 2010 de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada au Bureau de gestion du risque, Santé Canada, source non citée). Le pentoxyde de divanadium figure dans la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN), mais aucun rôle, médicinal ou non médicinal, ne lui est attribué. La BDIPSN précise que l'utilisation dans les produits de santé naturels du pentoxyde de divanadium ne sera pas autorisée. Le pentoxyde de divanadium ne figure pas dans la Base de données des produits de santé naturels homologués, et n'est par conséquent pas présent dans aucun produit de santé naturel homologué (BDPSNH, 2010). De plus, la monographie des suppléments de multivitamines/minéraux de la Direction des produits de santé naturels n'indique pas que le pentoxyde de divanadium fait partie des sources de vanadium dans les produits de santé naturels (Santé Canada, 2007).

Le niveau de confiance dans les estimations d'exposition est faible. L'absorption de pentoxyde de divanadium a été dérivée à partir de l'absorption estimée de vanadium, en supposant essentiellement que tout le vanadium dans le milieu naturel et dans les aliments est présent sous forme de pentoxyde de divanadium. En outre, on a utilisé des données sur l'air ambiant en remplacement des données relatives à l'air intérieur, et on utilise les données sur les aliments et les boissons d'autres pays comme substituts pour le Canada. Certaines concentrations de vanadium utilisées pour obtenir l'apport alimentaire proviennent de sites où il pourrait y avoir des sources de pollution connues de vanadium dans l'environnement, ce qui pourrait entraîner des surestimations d'exposition pour la population générale.

Évaluation des effets sur la santé

L'annexe 4 comporte un résumé des renseignements disponibles relatifs aux effets du pentoxyde de divanadium sur la santé. On a également pris en considération des renseignements sur d'autres composés du vanadium.

Le Centre international de recherches sur le cancer (CIRC, 2006) a classé le pentoxyde de divanadium comme substance cancérigène du groupe 2B (*possiblement cancérigène pour les humains*) d'après des preuves suffisantes de cancérigénicité sur des animaux de laboratoire. La Commission européenne (1996a) a classé le pentoxyde de divanadium

dans la catégorie 3 pour la mutagénicité (*substance préoccupante pour les humains en raison de ses mutagènes possibles*) d'après les résultats positifs dans un éventail de tests *in vivo* et *in vitro* pour différents composés de vanadium. La Commission européenne (2006) a également proposé de classer le pentoxyde de divanadium dans la catégorie 2 pour la cancérogénicité (substance considérée comme cancérogène pour les humains) et dans la catégorie 2 pour la mutagénicité (substance considérée comme mutagène pour les humains), mais aucune décision n'a encore été prise, puisque la Commission européenne est en attente de renseignements supplémentaires sur ces deux paramètres. La Commission européenne (1996b) a classé le pentoxyde de divanadium dans la catégorie 3 pour la toxicité pour le développement (*substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets toxiques possibles sur le développement*). Le Comité d'experts de la Commission européenne a justifié la classification pour la toxicité sur le développement en se fondant sur plusieurs études qui ont démontré que des composés de vanadium ont des effets sur le développement du fœtus par voie orale, intrapéritonéale, sous cutanée et intraveineuse.

Dans le cadre d'une étude longitudinale chronique menée chez les rats et les souris exposés par inhalation au pentoxyde de divanadium, on a observé une augmentation du nombre de tumeurs du poumon (adénomes et carcinomes) chez les deux espèces à toutes les concentrations d'exposition testées (rat : 0,5, 1 ou 2 mg/m³; souris : 1, 2 ou 4 mg/m³). Toutefois, on a observé des augmentations statistiquement significatives du nombre uniquement chez les souris. Chez les souris des deux sexes, les incidences de carcinomes et des combinaisons d'adénome et de carcinome étaient considérablement plus élevées dans tous les groupes traités (mâles : adénome du poumon : 13/50, 16/50, 26/50 et 15/50 à 0, 1, 2 ou 4 mg/m³, respectivement; carcinome du poumon : 12/50, 29/50, 30/50 et 35/50, respectivement; combinaison d'adénome et de carcinome du poumon : 22/50, 42/50, 43/50 et 43/50, respectivement; femelles : adénome du poumon : 1/50, 17/50, 23/50 et 19/50, respectivement; carcinome du poumon : 0/50, 23/50, 18/50 et 22/50, respectivement; combinaison d'adénome et de carcinome du poumon : 1/50, 32/50, 35/50 et 32/50, respectivement). Bien que l'incidence accrue des tumeurs aux poumons chez les deux sexes de rats n'était pas considérable sur le plan statistique, l'incidence des carcinomes et des combinaisons d'adénome et de carcinome du poumon chez les mâles a excédé celle des témoins historiques à 0,5 et 2 mg/m³ (adénome du poumon : 4/50, 8/49, 5/48 et 6/50 à 0, 0,5, 1 ou 2 mg/m³, respectivement; carcinome du poumon : 0/50, 3/49, 1/48 et 3/50, respectivement; combinaison d'adénome et de carcinome du poumon : 4/50, 10/49, 6/48 et 9/50, respectivement), et l'incidence des adénomes et des combinaisons d'adénome et de carcinome du poumon chez les femelles se trouvait dans la partie supérieure de la plage des témoins historiques à 0,5 mg/m³ (adénome du poumon : 0/49, 3/49, 1/50 et 0/50 à 0, 0,5, 1 ou 2 mg/m³, respectivement; carcinome du poumon : 0/50, 0/49, 0/50 et 1/50, respectivement; combinaison d'adénome et de carcinome du poumon : 0/49, 3/49, 1/50 et 1/50, respectivement) (NTP, 2002; Ress *et al.*, 2003). Le NTP (2002) a conclu que les preuves de tumeurs du poumon étaient évidentes chez les souris des deux sexes, tandis que certaines preuves de cancérogénicité existaient pour les rats mâles et une réponse équivoque dans le cas des rates. Le raisonnement de ces différences interspèces observées et les différences entre les réponses des rats mâles et des rats femelles n'ont toujours pas été décrites.

Parmi les effets non-néoplasiques observés chez les souris, mentionnons le nombre accru relié à la dose des cas d'inflammation, de fibrose, d'hyperplasie et de métaplasie pigmenteuse de l'appareil respiratoire (poumons, larynx et nez) des mâles et des femelles à toutes les doses, d'hyperplasie des ganglions lymphatiques des bronches chez les femelles à toutes les doses, d'une diminution de gain de poids corporel chez les femelles à toutes les doses et chez les mâles à une dose de 2 mg/m³ et plus, une respiration anormale chez les mâles et les femelles à des doses de 2 mg/m³ et plus et une diminution importante de la survie chez les mâles du groupe d'exposition la plus élevée. Parmi les effets non néoplasiques observés chez les rats, mentionnons un nombre accru relié à la dose de cas d'inflammation, de fibrose et d'hyperplasie de l'appareil respiratoire (poumons, larynx et nez) des mâles et des femelles à toutes les doses, de néphropathie chez les mâles exposés à des doses de 1 mg/m³ et plus et une diminution du poids corporel moyen chez les femelles à des doses de 2 mg/m³ (concentration la plus élevée mise à l'essai). La plus faible concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) pour les effets non néoplasiques était de 0,5 mg/m³, d'après les effets sur l'appareil respiratoire des rats (NTP 2002; Ress *et al.*, 2003). Cependant, à cette CMENO on a également observé certaines preuves de tumeurs accrues chez les rats mâles. Aucune étude par voie orale ou cutanée à long terme à l'aide de pentoxyde de divanadium n'a été recensée.

Le pentoxyde de divanadium était génotoxique dans plusieurs tests *in vivo sur des animaux de laboratoire et des humains et dans des tests in vitro* sur des cellules humaines et de hamsters. Au cours d'essais biologiques *in vivo*, une augmentation importante de la fréquence des dommages à l'acide désoxyribonucléique (ADN) dans différents tissus (testicules, foie, poumon, rate, cœur) a été observée chez les souris auxquelles on a administré du pentoxyde de divanadium par injection intrapéritonéale (Altamirano-Lozano *et al.*, 1993, 1996, 1999). Cependant, des résultats négatifs ont été signalés concernant les cellules pulmonaires et les cellules bronchioalvéolaires (BAL) des souris femelles auxquelles on a administré du pentoxyde de divanadium par voie nasale seulement (Schuler, 2010). Le pentoxyde de divanadium a également produit des résultats positifs dans le cadre d'un essai létal dominant chez des souris injectées par voie intrapéritonéale et a provoqué une fréquence élevée de mutations *K-ras* dans les cellules des néoplasmes du poumon chez les souris mâles et femelles exposées par inhalation (Altamirano-Lozano *et al.*, 1996; NTP 2002). Des tests *in vivo* relatifs à des micronoyaux ont donné des résultats positifs pour les cellules de la moelle osseuse chez les souris qui ont reçu des doses par voie intrapéritonéale, sous-cutanée et par inhalation, mais des résultats négatifs pour les cellules du sang périphérique chez les souris exposées par inhalation et pour les cellules de la moelle osseuse chez les souris qui ont reçu leur dose par voie orale (Si *et al.*, 1982; Yang *et al.*, 1986b, 1986c; NTP, 2002; Sun *et al.*, sans date). Dans des essais *in vivo* chez des humains exposés en milieu de travail à du pentoxyde de divanadium par inhalation, des résultats mixtes ont été signalés quant aux dommages à l'ADN (tests « comète ») dans les leucocytes et des résultats négatifs ont été observés pour les adduits d'ADN dans les leucocytes et l'échange de chromatides sœurs dans les lymphocytes. De plus, des résultats positifs ont été signalés lors de l'épreuve d'instabilité chromosomique dans les lymphocytes (Ivancsits *et al.*, 2002; Ehrlich *et al.*, 2008).

Dans des tests *in vitro*, le pentoxyde de divanadium n'a pas été mutagène dans la majorité des épreuves de mutation bactérienne à l'aide de *Salmonella typhimurium* et *Escherichia coli*, avec et sans activation métabolique, et dans un test de mutation génique dans les cellules V79 du hamster chinois sans activation métabolique (Kada *et al.*, 1980; Si *et al.*, 1982; Zhong *et al.* 1994; NTP, 2002). Parallèlement, des épreuves d'aberrations chromosomiques dans les lymphocytes humains et pour un échange de chromatides sœurs dans les cellules V79 du hamster chinois et les lymphocytes humains ont toutes donné des réponses négatives (Roldan et Altamirano 1990; Zhong *et al.*, 1994; Sun *et al.*, sans date). Toutefois, des résultats positifs et négatifs ont été signalés dans l'épreuve de dommages à l'ADN (positifs dans les lymphocytes humains et négatifs dans les cellules épithéliales de la muqueuse humaine) (Rojas *et al.*, 1996; Kleinsasser *et al.* 2003). En outre, le pentoxyde de divanadium a produit des résultats positifs pour l'induction d'aneuploidie et l'inhibition de la polymérisation du microtubule dans les lymphocytes humains et l'induction de micronoyaux dans les cellules V79 du hamster chinois (Zhong *et al.* 1994).

Aucun mode d'action pleinement élucidé pour l'induction de tumeurs n'a été relevé. Le pentoxyde de divanadium démontre une activité génotoxique étant donné qu'il provoque une mutation dans les cellules germinales chez les souris (essai visant à induire une mutation létale dominante positive), induit des dommages à l'ADN chez les humains et montre des preuves de mutation génique *K-ras* dans les néoplasmes du poumon des souris exposées au pentoxyde de divanadium par inhalation. Le CIRC (2006) a indiqué que différents mécanismes pouvaient être responsables de la génotoxicité du pentoxyde de divanadium autres que l'interaction directe du composé avec l'ADN. Ces mécanismes possibles incluent l'induction de dommages oxydatifs menant à des sites labiles alcalins de l'ADN et à la rupture de brins de l'ADN, l'inhibition de la polymérisation du microtubule ou l'inhibition d'enzymes qui interviennent dans la synthèse de l'ADN et la réparation de l'ADN (CIRC, 2006). Le CIRC (2006) n'a offert aucun commentaire quant à savoir si le mode d'action pour les tumeurs du poumon chez les souris pourrait être attribuable à un ou plusieurs de ces mécanismes génotoxiques. Au cours des études sur la cancérogénicité réalisées par le U.S. National Toxicology Program (NTP, 2002), les auteurs ont indiqué que les mutations *K-ras* recensées dans les carcinomes bronchiolo-alvéolaires induits par le pentoxyde de divanadium pourraient constituer un élément important de l'induction de la carcinogénèse du poumon et que le mode aléatoire de ces mutations indique un mode d'action du pentoxyde de divanadium qui entraîne des dommages oxydatifs. D'autres preuves soutenant un mode d'action oxydatif pour la cancérogénicité du V₂O₅ ont été fournies par Duffus (2007). Cependant, d'après les preuves disponibles (aucun mode d'action pleinement élucidé; possibilité d'un ou de plusieurs modes d'action génotoxiques), la génotoxicité provoquée par le stress oxydatif n'est peut-être pas le seul mécanisme qui intervient dans la mutation génique et la cancérogénicité du pentoxyde de divanadium et, par conséquent, la cancérogénicité qui résulte d'une interaction directe avec le matériel génétique ne peut pas être exclue.

Dans une étude d'inhalation sur le rat avec expositions au pentoxyde de divanadium pour une période allant jusqu'à 16 jours, on a observé des hyperplasies de l'épithélium alvéolaire, inflammations interstitielles, augmentations du nombre de macrophages

alvéolaires et une prolifération de cellules alvéolaires dans l'appareil respiratoire des rates exposées à une dose de 1 mg/m³ et plus (NTP, 2002). Au cours d'une étude semblable sur les souris, une augmentation du poids des poumons liée à la dose a été observée chez les souris femelles traitées à 1 mg/m³ et plus. Cette augmentation était accompagnée d'effets sur les poumons, comme une augmentation de la prolifération des cellules liée à la dose, une histiocytose alvéolaire, une alvéolite subaiguë ou une infiltration de granulocyte (Schuler, 2010). Au cours d'une étude par inhalation de 3 mois menée sur des rats, une augmentation du poids des poumons et une inflammation ont été observées chez les mâles, et des effets nocifs sur le sang et l'hyperplasie épithéliale ont été observés chez les mâles et les femelles soumis à une dose de 2 mg/m³ et plus. Un certain nombre de ces effets (inflammation et hyperplasie épithéliale des poumons) ont également été observés à des concentrations identiques dans une étude de 3 mois chez les souris (NTP, 2002). La CMENO la plus basse à la suite d'une exposition par inhalation de doses répétées était de 1 mg/m³, fondée sur une hyperplasie de l'épithélium alvéolaire, une inflammation interstitielle, une augmentation du nombre de macrophages alvéolaires et une prolifération de cellules alvéolaires dans les voies respiratoires des rats et des effets nocifs sur les poumons des souris.

Dans une étude au cours de laquelle des rats ont été exposés par voie orale à du pentoxyde de divanadium dans l'alimentation à raison de 3,7 mg/kg p.c. par jour pendant trois semaines, on a observé des altérations histologiques et enzymatiques, y compris l'inhibition de la biosynthèse, un catabolisme amélioré et une utilisation accrue de l'acide ascorbique dans les tissus du foie et des reins de rats mâles (Chakraborty *et al.*, 1977). Les souris auxquelles on a administré par gavage une dose de 6 mg de pentoxyde de divanadium/kg p.c. 5 jours par semaine pendant six semaines, ont montré des signes d'immunotoxicité, à preuve la diminution de la cellularité de la rate et des changements dans la production et la fonction des globules blancs (Mravcova *et al.*, 1993). Dans le cadre d'une étude de six mois sur des rats, au cours de laquelle on a administré du pentoxyde de divanadium dans l'eau potable, une immunotoxicité liée à la dose a été observée, comme l'a démontré la capacité phagocytaire diminuée des cellules immunitaires chez les rats mâles (le seul sexe mis à l'épreuve) à des doses de 0,25 mg/kg p.c. par jour et plus (Mravcova *et al.*, 1993). Aucune autre étude concernant l'absorption par voie orale de pentoxyde de divanadium n'a été recensée. Lors d'une étude avec exposition à du métavanadate de sodium dans l'eau potable pendant 180 ou 210 jours, aucun effet sur la fonction cardiovasculaire et aucun changement dans le cerveau, le foie, les poumons, le cœur et les vaisseaux sanguins n'a été remarqué chez les rats mâles (Boscolo *et al.*, 1994). Toutefois, dans une autre étude au cours de laquelle les rats mâles ont été exposés à du métavanadate de sodium dans l'eau potable pendant 3 mois, des changements histologiques dépendant de la dose dans la rate, les reins et les poumons ont été constatés à une dose de 0,3 mg/kg p.c. par jour et plus (Domingo *et al.*, 1985). La plus faible dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) pour une exposition par voie orale à doses répétées était de 0,25 à 0,30 mg de pentoxyde de divanadium ou de métavanadate de sodium/kg p.c. par jour selon l'immunotoxicité et les changements histologiques dans la rate, les reins et les poumons chez les rats mâles.

Dans le cadre d'un essai léthal dominant, la DMENO concernant une toxicité pour la reproduction était de 2,8 mg/kg p.c. par jour, la seule dose testée, d'après une diminution du taux de grossesse (52 %) chez des femelles non traitées accouplées à des souris mâles exposées par voie intrapéritonéale à du pentoxyde de divanadium (Altamirano-Lozano *et al.*, 1996). Parmi les autres effets observés chez les mâles traités à cette dose, mentionnons une diminution de la motilité du sperme pendant 20 jours ou plus, une diminution marquée du nombre de spermatozoïdes avec la progression du traitement et une augmentation importante du pourcentage d'anomalies morphologiques dans les spermatozoïdes après 50 à 60 jours de traitement. Aucune DMENO parentale n'a été signalée. Même si l'essai léthal dominant fournit des données limitées sur la toxicité pour la reproduction, il ne s'agit pas d'une recommandation pour une étude sur la toxicité pour la reproduction. Aucune autre étude sur la reproduction n'a été recensée.

La DMENO par voie orale la plus faible concernant la toxicité pour le développement était de 9 mg/kg p.c. par jour, d'après les anomalies du squelette chez les fœtus de rates enceintes qui avaient reçu du pentoxyde de divanadium par gavage des doses au cours des jours 6 à 15 de la gestation (Yang *et al.*, 1986a). La DMENO par voie orale la plus faible concernant la toxicité pour la mère était également de 9 mg/kg p.c. par jour, d'après la diminution du gain de poids corporel maternel (Yang *et al.*, 1986a). Aucune étude concernant la toxicité pour le développement n'a été recensée pour le pentoxyde de divanadium.

Dans le cadre d'une étude par inhalation sur la toxicité aiguë avec exposition à du pentoxyde de divanadium pendant 6 heures, la plus faible CMENO était de 3 mg/m³, d'après une réduction statistiquement significative de la fonction pulmonaire caractérisée par des changements obstructifs du passage de l'air (résistance accrue et diminution du flux) et un influx important de cellules inflammatoires (neutrophiles, éosinophiles) dans les poumons de singes mâles (Knecht *et al.*, 1992). Des études orale ou par voie cutanée de la toxicité aiguë à l'aide du pentoxyde de divanadium ont été identifiées, mais aucune on recensée de DMENO.

Dans plusieurs études, principalement chez des travailleurs exposés en milieu de travail, on a examiné les effets sur l'appareil respiratoire et une réaction allergique. Toutefois, pour la plupart de ces études, une exposition contaminée par d'autres produits chimiques peut s'être produite. Les études plus rigoureuses sont décrites à l'annexe 4. D'après ces études, aucune CMENO n'a été déterminée, mais les constatations appuient les preuves selon lesquelles l'inhalation de pentoxyde de divanadium peut provoquer des effets sur l'appareil respiratoire, une réaction asthmatique et une dermatite allergique de contact chez les humains.

Des études toxicocinétiques sur le pentoxyde de divanadium montrent qu'il est rapidement absorbé après l'inhalation, mais qu'il est mal absorbé par la peau ou à la suite d'une ingestion (chez les rats, environ 3 % de la quantité ingérée de pentoxyde de divanadium avait été absorbée du tube digestif 3 jours après l'exposition) (PISC, 2001; CIRC, 2006;). Au départ, l'élimination du poumon est rapide, mais ne se termine qu'au bout de plusieurs jours. Après une exposition par inhalation, la répartition du pentoxyde

de divanadium s'est faite principalement dans les os et les reins (CIRC, 2006). Parallèlement, des études par voie orale sur des rats, au cours desquelles on a donné du pentoxyde de divanadium dans l'eau potable ont montré que le vanadium est principalement réparti dans les reins, la rate, les tibias et les testicules (PISC, 2001). L'excrétion du pentoxyde de divanadium se fait principalement par les excréments, l'urine étant la principale voie d'excrétion du vanadium absorbé (ACGIH, 2001).

On estime que la confiance dans la base de données sur la toxicité dans le cas du pentoxyde de divanadium est de faible à modérée, étant donné qu'on dispose de renseignements adéquats pour cerner des paramètres critiques en fonction d'expositions par inhalation à doses répétées d'une durée aiguë à long terme, à l'exception des études sur la toxicité pour le développement et la reproduction pour cette voie d'exposition. Toutefois, les données concernant les effets induits par les voies d'exposition orale ou cutanée (études sur la toxicité pour la reproduction et sur la toxicité chronique ou la cancérogénicité) étaient limitées.

Caractérisation du risque pour la santé humaine

Fondée principalement sur des évaluations selon la méthode du poids de la preuve d'organismes internationaux et d'autres organismes nationaux (NTP, 2002; Ress *et al.*, 2003; CIRC, 2006), la cancérogénicité est un effet critique pour la caractérisation du risque pour la santé humaine que présente le pentoxyde de divanadium suite à des expositions par inhalation. On a observé un nombre nettement accru de tumeurs du poumon chez des souris mâles et femelles de tous les groupes à la suite d'une exposition par inhalation. Chez les rats, bien que non significative statistiquement, l'incidence de carcinomes du poumon et d'adénomes et carcinomes combinés chez les mâles dépasse les plages historiques de témoins à des doses de 0,5 et 2 mg/m³. On a observé une génotoxicité dans des essais à la fois *in vivo* et *in vitro* avec du pentoxyde de divanadium dans des cellules de mammifères. Même si le mode d'induction des tumeurs chez les souris n'a pas été complètement élucidé, d'après le poids de la preuve de la cancérogénicité et de la génotoxicité du pentoxyde de divanadium, on ne peut exclure que les tumeurs observées puissent avoir résulté d'une interaction directe avec le matériel génétique.

En ce qui concerne les effets autres que le cancer, les effets sur l'appareil respiratoire comptaient parmi les principaux effets négatifs constatés à la suite d'une exposition par inhalation. La CMENO concernant une exposition chronique chez les rats (0,5 mg/m³) a été retenue comme niveau d'effet critique autre que le cancer pour une exposition par inhalation à doses répétées, d'après une augmentation du nombre de cas d'inflammation, de fibrose et d'hyperplasie de l'appareil respiratoire (poumons, larynx et nez) des rats mâles et femelles exposés pendant deux ans. La présente CMENO a été sélectionnée comme un niveau d'effet critique par l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry des États-Unis (ATSDR, 2009) également, ce qui a mené à la sélection par l'ATSDR de l'étude d'exposition chronique sur les rats du NTP (2002) comme fondement pour la détermination d'une estimation d'inhalation de durée chronique des niveaux d'exposition comportant un risque minime pour les humains dans le cas du vanadium. Il est probable

que les effets irritants de l'inhalation de pentaoxyde de divanadium serviront à limiter les expositions humaines subséquentes à des épisodes irritants aigus.

À partir des études sur l'exposition par voie orale, la plus faible DMENO par voie orale pour une exposition subchronique a été constatée dans un éventail de doses de 0,25 à 0,30 mg de pentoxyde de divanadium ou de métavanadate de sodium /kg p.c. par jour. Dans cet éventail de doses, on a constaté des réductions de la phagocytose chez les rats mâles dans le cadre d'une étude de 6 mois tandis qu'on constatait des changements histologiques dans la rate, les reins et les poumons chez les rats mâles après 3 mois d'exposition. Dans le cas d'une exposition à court terme, la plus faible DMENO par voie orale était de 3,7 mg/kg p.c. par jour, d'après les altérations histologiques et enzymatiques dans les tissus du foie et des reins des rates exposées pendant trois semaines. Aucune étude d'exposition par voie orale à long terme n'a été recensée dans la documentation

On a obtenu des estimations de l'absorption quotidienne de pentoxyde de divanadium pour la population en général des concentrations mesurées de vanadium dans les milieux naturels et les aliments. Selon les concentrations déclarées de vanadium dans les milieux environnementaux et des plus petites contributions qui proviennent des aliments, les valeurs estimatives de la limite supérieure d'absorption journalière de pentoxyde de divanadium varient de 1,01 à 5,58 µg/kg p.c. par jour pour la population générale du Canada (annexe 3). L'ingestion du sol représentait une source principale d'exposition pour la plupart des groupes d'âge. Par exemple, chez les enfants âgés de 6 mois à 4 ans, l'ingestion de sol représentaient environ 71 % de l'exposition totale au vanadium. Étant donné qu'une proportion importante du vanadium dans les milieux naturels (sol) et les aliments est considérée naturelle et que la spéciation n'est pas connue, il n'a pas été considéré significatif d'obtenir des marges d'exposition entre les estimations d'exposition et le niveau d'effets critiques obtenus à la suite d'une administration par voie orale aux rats.

On considère que la principale source de pentoxyde de divanadium dans l'atmosphère est la combustion de combustibles fossiles. Comme il y a des éléments de preuve d'induction de tumeurs au niveau d'effets critiques non néoplasiques concernant l'exposition par inhalation chez les rats (0,5 mg/m³), on n'a pas établi de marge d'exposition étant donné qu'on estime qu'il y a une probabilité d'effets nocifs à n'importe quel niveau d'exposition.

Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Cette évaluation préalable ne présente pas d'analyse complète du mode d'induction des effets, y compris cancéreux, du pentoxyde de divanadium, ni ne prend en compte les différences possibles entre l'homme et les espèces examinées en ce qui concerne la sensibilité. En outre, on ne disposait que de renseignements limités sur la toxicité potentielle du pentoxyde de divanadium à la suite d'une exposition par voie orale et cutanée.

Puisqu'il n'y avait pas de données et plus particulièrement de données canadiennes sur les niveaux de pentoxyde de divanadium dans les milieux naturels et les aliments, la confiance dans les estimations de la limite supérieure est très faible. D'après l'approche prudente utilisée dans cette évaluation préalable, les estimations sont probablement plus élevées que l'exposition réelle au pentoxyde de divanadium à partir du milieu naturel et des aliments. On a estimé que le potentiel d'exposition au vanadium par ingestion de sol était nettement plus grand que celui pour l'ingestion d'aliments.

Conclusion

D'après les renseignements inclus dans la présente évaluation préalable finale, on conclut que le pentoxyde de divanadium ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique, ni à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. De plus, le pentoxyde de divanadium répond aux critères de persistance, mais ne répond pas aux critères relatifs au potentiel de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Étant donné la cancérogénicité du pentoxyde de divanadium, qui pourrait représenter une probabilité d'effet nocif à toute concentration d'exposition, et de l'adoption d'une démarche préventive, on conclut que le pentoxyde de divanadium est une substance qui pourrait pénétrer dans l'environnement en une quantité, en une concentration ou dans des conditions de nature à constituer ou à pouvoir constituer un danger pour la vie ou la santé humaines au Canada.

Par conséquent, on conclut que le pentoxyde de divanadium satisfait à un ou plusieurs des critères établis dans l'article 64 de la LCPE (1999).

Des activités de recherche et de surveillance viendront, s'il y a lieu, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des possibles mesures de contrôle définies à l'étape de la gestion des risques.

Références

- Abollino, O., Giacomino, A., Malandrino, M., Mentasti, E., Aceto, M., Barberis, R. 2006. Assessment of metal availability in a contaminated soil by sequential extraction. *Water Air Soil Poll.* 137:315-338.
- [ACGIH] American Conference of Governmental Industrial Hygienists. 2001. Vanadium pentoxide: BEI Documentation of the Biological Exposure Indices, 7^e éd. Publication #7 DOC-696:1-6.
- [AIEA] Agence internationale de l'énergie atomique. 1998. Guidebook on the good practice in the management of uranium mining and mill operations and the preparation for their closure. IAEA-TECDOC-1059. Vienne (Autriche) : Agence internationale de l'énergie atomique, Division du cycle du combustible nucléaire et de la gestion des déchets. Accès : http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1059_prn.pdf
- AERMOD [modèle informatique]. 2009. Version 09292. Research Triangle Park (NC) : US Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Accès : http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm#aermod
- Alberta. Ministère de l'Environnement. 2002. Lake Wabamun water quality and sediment survey. ISBN 0-7785-2296-2 (édition papier). Rapport préliminaire. 37 p.
- Alberta. Ministère de l'Environnement. 2003. A Survey of Metals And Trace Organic Compounds In Sediments From Wabamun Lake And Other Alberta Lakes. ISBN 0-7785-2507-4 (en ligne). 147 p. Accès : <http://www3.gov.ab.ca/env/info/infocentre/publist.cfm>
- Altamirano-Lozano, M., Alvarez-Barrera, L., Basurto-Alcantara, F., Valverde, M., Rojas, E. 1996. Reprotoxic and genotoxic studies of vanadium pentoxide in male mice. *Teratogen Carcinogen Mutagen* 16:7-17. [cité dans PISSC, 2001].
- Altamirano-Lozano, M., Alvarez-Barrera, L., Roldan-Reyes, E. 1993. Cytogenic and teratogenic effects of vanadium pentoxide on mice. *Med. Sci. Res.* 21:711-713.
- Altamirano-Lozano, M., Valverde, M., Alvarez-Barrera, L., Molina, B., Rojas, E. 1999. Genotoxic studies of vanadium pentoxide (V₂O₅) in male mice. II. Effects in several mouse tissues. *Teratogen. Carcinogen. Mutagen.* 19:243-255.
- Ambrozini, B., Filho, V.R.A., Oliveria, S.R., Sacramento, L.V., Gomes Neto, J.A. 2009. Evaluation of modifiers for determination of V in parsley by GF AAS, *Food Chemistry* 116:1024-1028.
- Amorim, F.A.C., Welz, B., Costa, A.C.S., Lepri, F.G., Vale, M.G.R., Ferreira, S.L.C. 2007. Determination of vanadium in petroleum and petroleum products using atomic spectrometric techniques. Review. *Talanta* 72:349-359
- Arnot JA, Gobas FAPC. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ Rev* 14(4):257-297.
- Anderson, K.A., Smith B.W. 2005. Use of chemical profiling to differentiate geographic growing origin of raw pistachios, *J. Agric. Food Chem.* 53:410-418.
- 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]
- Atomix. 2003. Product data sheet: Vanadium pentoxide (V₂O₅). Hohokus (NJ): Atomix, Inc. [cité le 19 Sep 2003]. Accès : <http://www.atomixinc.com/vanadiumpentoxide.htm>.
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2009. Draft toxicological profile for vanadium. U.S. Department of Health and Human Services. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>
- Avila-Costa, M., Colin-Barenque, L, Montiel-Flores, E. *et al.* 2004a. Dopaminergic cell death and vanadium inhalation. *Toxicologist* 78(1-S):234. [extrait] [cité dans Toxline Special].

- Avila-Costa, M.R., Fortoul, T.I., Nino-Cabrera, G., Colin-Barenque L, Bizarro-Nevarés P, Gutierrez-Valdez AL, Ordonez-Librado JL, Rodriguez-Lara V, Mussali-Galante P, Diaz-Bech P, Anaya-Martinez V 2006. Hippocampal cell alterations induced by the inhalation of vanadium pentoxide (V₂O₅) promote memory deterioration. *NeuroToxicology* 27:1007-1012.
- Avila-Costa, M.R., Montiel Flores, E., Colin-Barenque, L. *et al.* 2004b. Nigrostriatal modifications after vanadium inhalation: an immunocytochemical and cytological approach. *Neurochem. Res.* 29(7):1365-1369.
- Avila-Costa, M.R., Colin-Barenque, L., Zepeda-Rodriguez, A. *et al.*, 2005b. Ependymal epithelium disruption after vanadium pentoxide inhalation. A mice experimental model. *Neurosci. Lett.* 381(1-2):21-25.
- Avila-Costa, M.R., Zepeda-Rodriguez, A., Colin-Barenque, L. *et al.* ,2005a. Blood brain barrier (BBB) disruption after vanadium inhalation. *Toxicologist* 84:124. [extrait].
- Bañuelos, G.S., Ajwa, H.A. 1999. Trace elements in soils and plants: an overview. *J. Environ. Sci. Health A* 34:951-974.
- Barth, A., Schaffer, A.W., Konnaris, C., Blauensteiner, R., Winker, R., Osterode, W, Rudiger, H.W. 2002. Neurobehavioral effects of vanadium. *J. Toxicol. envir. Hlth A* 65:677-683.
- Batley, G.E., Gardner, D. 1977. Sampling and storage of natural waters for trace metal analysis. *Water Res.* 11:745-756.
- [BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données sur Internet]. 2010. Ottawa (ON): Santé Canada. [cite le 18 décembre 2009]. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/dpd-bdpp/start-debuter.do?lang=eng>? [consulté le 6 juillet 2010]
- [BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels. 2010. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhp-id-bdip/sn/search-rechercheReq.do> [consulté le 6 juillet 2010]
- [BDPSNH] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels homologués. 2010. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : <http://205.193.93.55/lnhpd-bdpsnh/start-debuter.do> [consulté le 6 juillet 2010]
- Bednarski J. 1994. Openfile 2747: Geochemistry of surficial deposits in northeastern Alberta. Ottawa (ON): Natural Resources Canada, Geological Survey of Canada. Accès: http://edg.rncan.gc.ca/geochem/metadata_pub_e.php?id=00555
- Bell, M.V., Kelly, K.F., Sargent, J.R. 1980. The uptake of orthovanadate into various organs of the common eel, *Anguilla anguilla*, maintained in freshwater. *Sci. Total Environ.* 16:99-108.
- Beneš, P., Steinnes, E. 1974. *In situ* dialysis for the determination of the state of trace elements in natural waters. *Water Res.* 8:947-953.
- Beusen, J.M., Neven, B. 1987. Toxicity of vanadium to different freshwater organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39:194-201
- Birge, W.J. 1978. Aquatic toxicology of trace elements of coal fly ash. In: Thorp, J.H., Gibbons, J.W. (éditeurs). Energy and environmental stress in aquatic systems. Selected papers from a symposium held at Augusta, Georgia, November 2-4, 1977. Washington (DC): US Department of Energy, Technical Information Center. DOE Symposium Series CONF 771114. 877 p.
- Blume, R., Drummond, C. 2002. Modeling and optimization of solar-control glasses. *Journal of the American Ceramic Society* 85(5):1070-1076
- Borgmann, U., Couillard, Y., Doyle, P., Dixon, D.G. 2005. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(3):641-652
- Borgmann, U., Couillard, Y., Grapentine, L. 2007. Relative contribution of food and water to 27 metals and metalloids accumulated by caged *Hyalella azteca* in two rivers affected by metal mining. *Environ. Pollut.* 145:753-765.
- Borgmann, U., Norwood, W.P. 1995. Kinetics of excess background copper and zinc in *Hyalella azteca* and their relationship to chronic toxicity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:864-874.

- Borgmann, U., Norwood, W.P., Dixon, D.G. 2004. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. *Environ. Pollut.* 131:469-484.
- Boscolo, P., Carmignani, M., Volpe, A.R., Felaco, M., Del Rosso, G., Porcelli, G., Giuliano, G. 1994. Renal toxicity and arterial hypertension in rats chronically exposed to vanadate. *Occup. Environ. Med.* 51:500-503. [cité dans PISSC, 2001].
- Brookins, D.G., 1988. Eh-pH diagrams for geochemistry. Berlin, Heidelberg (Allemagne) : Springer-Verlag. 175 p.
- Buffle, J. 1988. Complexation reactions in aquatic systems. An analytical approach. Chichester (Royaume-Uni) : John Wiley & Sons.
- Byerrum, R.U., Eckardt, R.E., Hopkins, L.L., *et al.* 1974. Vanadium. Washington (DC) : National Academy of Sciences, p. 19-45.
- Campbell, P.G.C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model. *In*: Tessier, A., Turner, D.R. (éditeurs). Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Chichester (GB) :John Wiley and Sons Ltd., p. 45-102
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, c. 33, *Canada Gazette*. Partie III., vol. 22, n^o 3. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>
- Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation, C.P. 2000-348, le 29 mars 2000, DORS/2000-107*. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>
- Canada. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1990. L'allaitement maternel au Canada : pratiques et tendances. Ottawa (Ont.) N^o de catalogue H39-199/1990F; ISBN 0-662-18397-5. 9 p. [cité dans Santé Canada, 1998].
- Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2006. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis d'intention d'élaborer et de mettre en œuvre des mesures d'évaluation et de gestion des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et leur environnement, Gazette du Canada*. Partie I, vol. 140, n^o 49, p. 4109-4117. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partI/2006/20061209/pdf/g1-14049.pdf>.
- Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2009. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis de neuvième divulgation d'information technique concernant les substances identifiées dans le Défi, Gazette du Canada*. Vol. 143, n^o 11. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/tp-pr/p1/2009/2009-03-14/html/notice-avis-fra.html>
- Cantley, L.C., Resh, M.D., Guidotti, G. 1978. Vanadate inhibits the red blood cell (Na⁺, K⁺) ATPase from the cytoplasmic side. *Nature* 272:552-554.
- Casado-Martínez, M.C., Branco, V., Vale, C., Ferreira, A.M., DelValls, T.A. 2008. Is *Arenicola marina* a suitable test organism to evaluate the bioaccumulation potential of Hg, PAHs and PCBs from dredged sediments? *Chemosphere* 70:1756-1765.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Critères canadiens pour la protection de la qualité environnementale et la santé humaine pour les lieux contaminés : Vanadium (1997). *In*: Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999. Winnipeg : CCME.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2003. Benchmarking Regulatory Regimes of Petroleum Refineries, Final Report. Rédigé par Marbek Resources Consultants en collaboration avec AMEC E&C Services Ltd., le 7 mai 2003. Accès : http://www.ccme.ca/assets/pdf/marbek_bnchmrk_rept_sum.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 de l'environnement, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999.

- Chakraborty, A., Bhattacharjee, S., Chatterjee, M. 1995. Alterations in enzymes in an Indian Catfish, *Clarias batrachus*, exposed to vanadium. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54:281-288.
- Chakraborty, D., Bhattacharyya, A., Majumdar, K., Chatterjee, G.C. 1977. Effects of chronic vanadium pentoxide administration on L-ascorbic acid metabolism in rats: influence of L-ascorbic acid supplementation. *Int. J. Vitam. Nutr. Res.* 47:81-7. [cité dans CIRC, 2006].
- Chaurand P., Rose, J., Briois, V. Olivi, L., Hazemann, J.-L., Proux, O., Domas, J., Bottero, J.-Y. 2007. Environmental impacts of steel slag reused in road construction: A crystallographic and molecular (XANES) approach. *Journal of Hazardous Materials* B139:537-542.
- [CIUS] Conseil international des unions scientifiques. 1995. SCOPE 54 Phosphorus in the Global Environment – Transfers, Cycles and Management, Chapter 6: Heavy Metal And Radionuclide Contaminants. In: Tiessen, H. (éd.) Phosphate Fertilizers. John Wiley & Sons Ltd.
- Clarkson, T.W. 1993. Molecular and ionic mimicry of toxic metals. *Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 32:545-571.
- [CNRC] Conseil national de recherches du Canada. 1999. CASS-4 nearshore seawater reference material for trace metals. Ottawa (ON): Institut des étalons nationaux de mesure du CNRC. Available from: http://www.nrc-cnrc.gc.ca/obj/inms-ienm/doc/crm-mrc/eng/CASS-4_e.pdf
- Colina, M., Gardiner, P.H.E., Rivas, Z., Troncone, F. 2005. Determination of vanadium species in sediment, mussel and fish muscle tissue samples by liquid chromatography-inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Analytical Chimica Acta* 538:107-115.
- Colin-Barenque, L., Avila-Costa, M., Delgado, V., Sanchez, I., Lopez, I., Pasos, F., Fortoul, T.I. 2004. Mice olfactory bulb neuronal death after V2O5 inhalation. *Toxicologist* 78(1-S):233. [extrait] [cité dans Toxline Special].
- Colin-Barenque, L., Martinez-Hernandez, M.G., Baiza-Gutman, L.A. *et al.* 2008. Matrix metalloproteinases 2 and 9 in central nervous system and their modification after vanadium inhalation. *J. Appl. Toxicol.* 28:718-723.
- Commission européenne. 1996a. Summary Record: Meeting of the Commission Working Group on the Classification and Labelling of Dangerous Substances. Rencontre au Bureau européen des substances chimiques à Ispra, du 25 au 27 sept. 1996. Direction générale du CCR de la Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection. Bureau européen des substances chimiques. ECBI/34/96 – Rev. 2. Accès : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Classification-Labelling/ADOPTED_SUMMARY_RECORDS/3496r2_cmr0996.pdf
- Commission européenne. 1996b. Summary Record: Meeting of the Commission Working Group on the Classification and Labelling of Dangerous Substances. Rencontre au Bureau européen des substances chimiques à Ispra, du 10 au 12 juillet 1996. Direction générale du CCR de la Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection. Bureau européen des substances chimiques. ECBI/29/96 – Rev. 2. Accès : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Classification-Labelling/ADOPTED_SUMMARY_RECORDS/2696r2_cmr0796.pdf
- Commission européenne. 2006. Summary Record: Meeting of the Commission Working Group on the Classification and Labelling of Dangerous Substances. Rencontre au Bureau européen des substances chimiques à Ispra, du 21 au 24 mars 2006. Direction générale du CCR de la Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection. Bureau européen des substances chimiques. ECBI/90/06 – Rev. 8. Accès : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Classification-Labelling/ADOPTED_SUMMARY_RECORDS/9006r8_ECB_sr_health_0306.pdf
- Conestoga-Rovers & Associates. 2008. Potential releases of chemical management plan challenge substances to the environment from waste sector. Document préparé pour Environnement Canada. 199p.
- Cotton, F.A., Wilkinson, G. 1988. Advanced inorganic chemistry, 5^e édition. Toronto (Ont.) : John Wiley and Sons. 1455 p.

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.

Crans, D.C., Amin, S.S., Keramidis, A.D. 1998. Chemistry of relevance to vanadium to the environment. In: Nriagu, J.O. (éd.) Vanadium in the environment - Part 1: Chemistry and biochemistry. New York (NY) : John Wiley & Sons Inc. 4:73-95.

Crompton, T.-R. 2000. *Battery Reference Book*. Third Edition. Reed Educational and Professional Publishing Ltd. ISBN 07506 4625. 800 p.

Davis, J.R. 1997. Heat-resistant materials ASM specialty handbook. ASM International. Handbook Committee. ISBN 0871705966. 591 p.

DeForest, D.K., Brix, K.V., Adams, W.J. 2007. Assessing metal accumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquat. Toxicol.* 84:236-246.

Del Mar Castineria Gomez, M., Feldmann, J.N., Anderson, J.T. 2004. Classification of German white wines with certified brand of origin by multielement quantitation and pattern recognition techniques. *J. Agri. Food Chem.* 52:2962-2974.

Devereux, T.R., Holliday, W., Anna, C., Ress, N., Roycroft, J., Sills, R.C. 2002. Map kinase activation correlates with *k-ras* mutation and loss of heterozygosity in chromosome 6 in alveolar bronchiolar carcinomas from B6C3F1 mice exposed to vanadium pentoxide for 2 years. *Carcinogenesis* 23:1737-1743. [cité dans CIRC, 2006].

Diamond, M.L., Mackay, D., Welbourn, P.M. 1992. Models of multi-media partitioning of multi-species chemicals: the fugacity/aquivalence approach. *Chemosphere* 25(12):1907-21.

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(10):2383-96.

Domingo, J., Llobet, J., Tomas, J., Corbella, J. 1985. Short-term toxicity studies of vanadium in rats. *J. appl. Toxicol.* 5:418-421. [cité dans PISSC, 2001].

Duffus, J.H. 2007. Carcinogenicity classification of vanadium pentoxide and inorganic vanadium compounds, the NTP study of carcinogenicity of inhaled vanadium pentoxide, and vanadium chemistry. *Reg. Toxicol. Pharmacol.* 47:110-114.

Dungan, R.S., Dees, N.H. 2007. Use of spinach, radish and perennial ryegrass to assess the availability of metals in waste foundry sands, *Water Air Soil Pollut.* 18:213-223.

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000. IUCLID dataset for divanadium pentoxide (CAS No. 1314-62-1), divanadium trioxide (CAS No. 1314-34-7). Accès: <http://ecb.jrc.it/esis/>

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2008. Vanadium citrate, bismaltolato oxo vanadium and bisglycinato oxo vanadium added for nutritional purposes to foods for particular nutritional uses and foods (including food supplements) intended for the general population and vanadyl sulphate, vanadium pentoxide and ammonium monovanadate added for nutritional purposes to food supplements. Avis du groupe scientifique sur les additifs alimentaires, les arômes, les auxiliaires technologiques et les matériaux en contact avec les aliments. *The EFSA Journal* 634:1-15. Accès : http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753812_1178689480914.htm

Ehrlich, V.A., Nersesyan, A.K., Hoelzl, C. *et al.* 2008. Inhalative exposure to vanadium pentoxide causes DNA damage in workers: Results of a multiple end point study. *Environ. Health Persp.* 116(12):1689-1693.

El-Mallawany Raouf, A.H. 2001. Tellurite glasses handbook, physical properties and data. CRC press.

Environnement Canada. 1988. Données de la Liste intérieure des substances (LIS), 1984-1986, recueillies en vertu du paragraphe 25(1) de la LCPE, 1988, et conformément au guide de déclaration à la Liste intérieure des substances [guide]. Données préparées par : Environnement Canada.

Environnement Canada. 1995. Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites. Service de la conservation de l'environnement. Direction de l'évaluation et de l'interprétation. Division des

recommandations. Ottawa. Inédit.

Environnement Canada. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le Vanadium. Document d'évaluation scientifique. Ottawa : Bureau national des recommandations et des normes, Direction de la qualité environnementale, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2003. *Document d'orientation sur la catégorisation des substances organiques et inorganiques inscrites sur la Liste intérieure des substances du Canada* : Définition des substances qui sont persistantes, bioaccumulables et qui présentent une toxicité intrinsèque pour les organismes non humains. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2005. Fate of Wastewater Sludge. Gatineau (Qc) : Division des substances existantes, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2008. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: Air Dispersion and Deposition. Ébauche du document de travail préliminaire. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2009a. 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 certaines substances identifiées dans le neuvième lot du Défi*. Données préparées par le Programme des substances existantes d'Environnement Canada.

Environnement Canada. 2009b. Branché sur l'air pur. Accès : http://www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/Coal_and_Oil_Fired_Power-WS36F53482-1_En.htm

Environnement Canada. 2009c. Données tirées à partir des questionnaires volontaires relatifs aux substances contenues dans le lot 9 du Plan de gestion des produits chimiques. Préparé par Environnement Canada, Division des substances existantes.

Ernst, W.R., Garside, E.T. 1987. Lethal effects of vanadium to tow life stages of brook trout *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). *Can. J. Zool.* 65:628-634

[ESIS] European chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2006. Result for CAS No. 1314-62-1. Vanadium pentoxide. ESIS Version 4.50. Base de données élaborée par le Bureau européen des substances chimiques. Accès : <http://ecb.jrc.it/esis/>

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2010. Bureau européen des substances chimiques (BESC). [consultée le 5 janvier 2010]. Accès : http://ecb.jrc.it/esis

EuroGeoSurveys, the geological surveys of Europe. 2009. Geochemical atlas of Europe - Part 1 Background information, methodology and maps. R. Salminen, rédacteur en chef. European Geoscience for Society, Forum of the European Geological Surveys Directors. Accès : <http://www.gsf.fi/publ/foregsatlas/article.php?id=7>

Evans, W.H., Read, J.I., Caughlin, D. 1985. Quantification of results for estimating elemental dietary intakes if lithium, rubidium, strontium, molybdenum, vanadium and silver. *Analyst* 110:873-877

Fabec, J.L., Ruschak, M.L. 1985 Determination of Nickel, Vanadium, and sulfur in Crudes and Heavy Crude Fractions by Inductively Coupled Argon Plasma/Atomic Emission Spectroscopy and Flame Atomic Absorption Spectroscopy. *Analytical Chemistry* 57(9):1853-1863

Fan, Z., Hu, B., Jiang, Z. 2005. Speciation analysis of vanadium in natural water samples by electrothermal vaporization inductively coupled plasma optical emission spectrometry after separation/preconcentration with thenoyltrifluoroacetone immobilized on microcrystalline naphthalene. *Spectrochim. Acta Part B* 60:65-71.

Fichet, D., Miramand, P. 1998. Vanadium toxicity to three marine invertebrates larvae: *Crassostrea gigas*, *Paracentrotus lividus* and *Artemia salina*. *Chemosphere* 37(7):1363-1368

Fiorentino, C.E., Paoloni, J.D., Sequeira, M.E., Arosteguy, P. 2007. The presence of vanadium in groundwater of southeastern extreme the pampean region Argentina - Relationship with other chemical elements. *J. Cont. Hydrol.* 93:122-129.

- Förstner, U., Wittmann, G.T.W. 1981. Metal pollution in the aquatic environment, 2^e éd. Berlin (Allemagne) : Springer. 532 p.
- Fortoul, T.I., Bizarro-Nevarés, P., Acevedo-Nava, S. *et al.* 2007. Ultrastructural findings in murine seminiferous tubules as a consequence of subchronic vanadium pentoxide inhalation. *Reprod. Toxicol.* 23:588-592.
- Fortoul, T.I., Pinon-Zarate, G., Diaz-Bech, M.E. *et al.* 2008. Spleen and bone marrow megakaryocytes as targets for inhaled vanadium. *Histol. Histopathol.* 23:1321-1326.
- Fragašová, A. 1998. Comparative acute toxicity of Cu²⁺, Cu⁺, Mn²⁺, Mo⁶⁺, Ni²⁺ and V⁵⁺ to *Chrinomus plumosus* larvae and *Tubifex tubifex* worms. *Biologia, Bratislava* 53(3):315-319.
- Fragašová, A., Bumbálová, A., Havránek, E. 1999. Ecotoxicological effects and uptake of metals (Cu²⁺, Cu⁺, Mn²⁺, Mo⁶⁺, Ni²⁺ and V⁵⁺) in fresh water alga *Scenedesmus quadricauda*. *Chemosphere* 38(5):1165-1173.
- Furusjö E, Sternbeck J, Cousins AP. 2007. PM10 source characterization at urban and highway roadside locations. *Sci Total Environ* 387:206–219.
- Garrett, R.G. 2005. Natural distribution and abundance of elements. *In: Essentials of Medical Geology*, de Olle Selinus. Édité par Elsevier, USA. ISBN 978-0-12-636341-8. 832 p.
- Gobeil, C., Rondeau, B., Beaudin, L. 2005. Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environ. Sci. Technol.* 39:456-464.
- Gobeil, C., Rondeau, B., Beaudin, L. 2005. Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environ. Sci. Technol.* 39:456-464.
- Golightly, J.P., Gleeson, C.F., Brummer, J.J., Saracoglu, N. 1983. Geochemical zoning around the McClean uranium deposits, Saskatchewan, Canada. *J. Geochemical Exploration* 19(1-3):101-102.
- Gomez-Ariza, J.L., Giraldez, I., Sanchez-Rodas, D., Acuna, T., Morales, E. 1999. The use of transplanted *Venerupis decussata* to evaluate the pollution of heavy metals and tributyltin in marinas. *Intern. J. Anal. Chem.* 75(1-2):107-120.
- Gonzalez-Villalva, A., Fortoul, T.I., Avila-Costa, M.R., P. *et al.* 2006. Thrombocytosis induced in mice after subacute and subchronic V₂O₅ inhalation. *Toxic Ind. Hlth.* 22:113-116.
- Gonzalez-Villalva, A., Lopez, I., Sanchez, I. *et al.* 2004. Thrombocytosis induced in mice after acute and subacute V₂O₅ inhalation. *Toxicologist* 78(1-S):157. [extrait].
- Goodarzi, F., Sanei, H. 2002. The Deposition of Trace Elements on the Land/Surface Soil in the Wabamun Lake Area, Alberta, Canada. Ressources naturelles Canada, Commission géologique du Canada. CGC-dossier public 4171. 66 p.
- Gower S., Hicks, J., Shortreed, J., Craig, L., McColl, S. 2008. Development of a health effects-based priority ranking system for air emissions reductions from oil refineries in Canada. *Journal of toxicology and environmental health. Part A* 71(1):81-5
- Gravenmier, J.J., Johnston, D.W., Arnold, W.R. 2005. Acute toxicity of vanadium to the threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Environ. Toxicol.* 20(1):18-22.
- Gundersen, V., McCall, D., Bechmann, I.E. 2001. Comparison of major and trace element concentrations in Danish greenhouse tomatoes (*Lycopersicon esculentum* Cv. Aromata F1) cultivated in different substrates. *J. Agri. Food Chem.* 49:3803-3815/
- Haber, J. 2009. Fifty years of my romance with vanadium oxide catalysts. *Catalysis Today* 142:100-113.
- Hagerman, D.B., Faust, R.A. 1955. Use of vanadium pentoxide in combustion method for sulphur in refractory materials. *Analytical Chemistry* 27 (12):1970-1972.
- Hamilton, S.J. 1995. Hazard Assessment of inorganics to three endangered fish in the Green River, Utah. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 30(2):134-142
- Hamilton, S.J., Buhl, K.J. 1990. Safety assessment of selected inorganic elements to fry of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Ecotoxicol. Environ. Safety* 20:307-324

- Hamilton, S.J., Buhl, K.J. 1997. Hazard evaluation of inorganics, singly and in mixtures, to flannelmouth sucker *Catostomus latipinnis* in the San Juan River, New Mexico. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 38:296-308
- Hamilton-Taylor, J.M., Willis, C.S. 1984. Reynolds Depositional fluxes of metals and phytoplankton in Windemere as measured by sediment traps. *Limnology and Oceanography*. 29(4):695-710.
- 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(2):636-645.
- Harvey, C., Mackay, D., Webster, E. 2007. Can the unit world model concept be applied to hazard assessment of both organic chemicals and metal ions? *Environ. Toxicol. Chem.* 26:2129-2142. (info. complémentaire).
- Hocking, M.B. 2005. Handbook of Chemical Technology and Pollution Control. Third Edition. Academic Press. ISBN 0120887967. 799 p.
- Holdway, D.A., Sprague, J.B. 1979. Chronic toxicity of vanadium to flagfish. *Water Res.* 13(9):905-910.
- Holdway, D.A., Sprague, J.B., Dick, J.G. 1983. Bioconcentration of vanadium in american flagfish over one reproductive cycle. *Water Res.* 17(8):937-941.
- Holloway P.C., Etsell, T.H., Bunnell, C.F. 2005. Atmospheric leaching of oil sands fly ash from Syncrude and Suncor. *Minerals & Metallurgical Processing* 22(3):145-152
- Hope, B.K. 1994. A global biogeochemical budget for vanadium. *Science for the Total Environment* 141:1-10.
- Hovmand, M.F., Kemp, K., Kystol, J., Johnsen, I., Riis-Nielsen, T., Pacyna, J.M. 2008. Atmospheric heavy metal deposition accumulated in rural forest soils of southern Scandinavia. *Environmental Pollution* 155:537-541.
- Hughes, J.M., Finger, L.W. 1983. The crystal chemistry of shcherbinaite, naturally occurring V₂O₅. *American Mineralogist* 68:1220-1222.
- Hume, D.N. 1973. Pitfalls in the determination of environmental trace metals. In: Ahuja S., Cohen, E.M., Knip, T.J., Lambert, J.L., Zweign, G. (éditeurs). Chemical analysis of the environment and other modern techniques. New York (NY) : Plenum Press. p. 13-16.
- [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 Monogr. Eval. Carcinog. Risks. Hum.* 86:227-292. Accès : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol86/volume86.pdf>
<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol86/mono86.pdf>
- Conseil International des Mines et Métaux. 2007.
- MERAG: Metals environmental risk assessment guidance [en ligne]. London (R.-U.) : Conseil International des Mines et Métaux. Accès : <http://www.icmm.com/page/1185/metals-environmental-risk-assessment-guidance-merag> [consulté en mars 2008]
- Ikemoto, T., Tu, N.P.C., Okuda, N. 2008. Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54:504-515.
- [INRE] Institut national de recherche sur les eaux. Reçu en 2009. Programme de collecte de données dans les provinces des Prairies et dans les Territoires du Nord Ouest.
- [INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. 2009. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. [consultée le 3 novembre 2009]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>
- Irsigler, G.B., Visser, P.J., Spangenberg, P.A. 1999. Asthma and chemical bronchitis in vanadium plant workers. *Am. J. Ind. Med.* 35(4):366-374.

Irwin, R.J., Van Mouwerik, M., Stevens, L., Seese, M.D., Basham, W. 1997. Environmental contaminants encyclopedia – Vanadium entry. Fort Collins (CO) : National Park Service, Water Resources Division. Accès : <http://www.nature.nps.gov/hazardssafety/toxic/vanadium.pdf>

[IUCLID] International Uniform Chemical Information Database. 2000. IUCLID dataset on 1314-62-1 (divanadium pentaoxide), 1314-34-7 (divanadium trioxide).

Ivancsits, S., Pilger, A., Diem, E., Schaffer, A. Rudiger, H.W. 2002. Vanadate induces DNA strand breaks in cultured human fibroblasts at doses relevant to occupational exposure. *Mutation Res.* 519:25-35.

Jacques Whitford Environment Limited. 2001. Halifax Regional Municipality: Halifax Harbour Solutions Project Environmental Screening. Project no. 13960-6027. In association with Coastal Oceans Associates Inc. and Atlantic Road and Traffic Management.

Jeffery, W.G. 2001. A World of Metals: Finding, Making and Using Metals, Second Edition. Sous la direction du Conseil international des métaux et de l'environnement. Ottawa (Canada). ISBN 1-895720-37-0, 50 p.

Jennette, W. 1981. The role of metals in carcinogenesis: biochemistry and metabolism. *Environ. Health Pers.* 40:233-252.

Johannesson, K.H., Berry Lyons, W., Graham, E.Y., Welch, K.A. 2000. Oxyanion concentrations in eastern Sierra Nevada rivers – 3. Boron, molybdenum, vanadium, and tungsten. *Aquat. Geochem.* 6:19-46.

Kada, T., Hirano, K., Shirasu, Y. 1980. Screening of environmental chemical mutagens by the rec-assay system with *Bacillus subtilis*. Chemical Mutagens: Principles and Methods for their Detection Vol. 5. New York (NY) : Plenum Press. p. 149-173.

Kaoua, S., Krimi, S., El Jazouli, A., Hlil, E.K., de Waal, D. 2007. Preparation and characterization of phosphate glasses containing titanium and vanadium. *Journal of Alloys and Compounds* 429(1-2):276-279.

Kaplan, D.I., Sajwan, K.S., Adriano, D.C., Gettier, S. 1990. Phytoavailability and toxicity of beryllium and vanadium. *Water, Air, and Soil Pollution* 53:203-212.

Kleinsasser, N., Dirschedl, P., Staudenmaier, R., Harreus, U., Wallner, B. 2003. Genotoxic effects of vanadium pentoxide on human peripheral lymphocytes and mucosal cells of the upper aerodigestive tract. *Int. J. Envir. Hlth. Res.* 13(4):373-379.

Knecht, E., Moorman, W., Clark, J., Lynch, D., Lewis, T. 1985. Pulmonary effects of acute vanadium pentoxide inhalation in monkeys. *Am. Rev. Resp. Dis.* 132:1181-1185. [cité dans PISSC, 2001].

Knecht, E.A., Moorman, W.J., Clark, J.C. *et al.* 1992. Pulmonary reactivity to vanadium pentoxide following subchronic inhalation exposure in a non-human primate animal model. *J. Appl. Toxicol.* 12:427-434. [cité dans PISSC, 2001].

Knudtson, B.K. 1979. Acute toxicity of vanadium to two species of freshwater fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23:95-99

Kucera, J., Simkova, M., Lener, J., Mravcova, A., Kinova, L., Penev, I. 1990. Vanadium determination in rat tissues and biological reference materials by neutron activation analysis. *J. Radioanalyt. Nucl. Chem.* 141:49-59. [cité dans PISSC, 2001].

Kuzmick, D.M., Mitchelmore, C.L., Hopkins, W.A., Rowe, C.L. 2007. Effects of coal combustion residues on survival, antioxidant potential, and genotoxicity resulting from full-lifecycle exposure of grass shrimp (*Palaemonetes pugio* Holthius). *Science of the Total Environment* 373:420-430.

Lafarge North America (en ligne). [consulté en 2009]. Accès : <http://www.lafargenorthamerica.com/wps/portal>

Lee, K., Nalewajko, C., Jack, T.R. 1979. Effects of vanadium on freshwater algae. Compte rendu du 5^e atelier annuel sur la toxicité aquatique, tenu à Hamilton (Ont.) en 1978. *Fish. Mar. Serv. Tech. Rep.* 862:297-310.

Lee, S.-R., Wu, C.-Y. 2002. Study of vanadium emission control in combustion systems by thermodynamic equilibrium analyses. *Advances in Environmental Research* 7:1-10

- Leuschner, J., Haschke, H., Strum, G. 1994. New investigations on acute toxicities of vanadium oxides. *Monatshefte für Chemie* 125:623-646. [cité dans IUCLID, 2000].
- Lewis, C. 1959. The biological actions of vanadium: II. The signs and symptoms of occupational vanadium exposure. *AMA Archs Ind. Hlth.* 19:497-503. [cité dans PISSC, 2001].
- Linak, W.P., Miller, C.A., Wendt, J.O.L. 2000. Fine particle emissions from residual fuel oil combustion: characterization and mechanisms of formation. *Proceedings of the Combustion Institute* 28:2651-2658.
- Linnik, R.P., Vasil'chuk, T.A., Zaporozhets, O.A. 2003. Vanadium coexistent forms in natural waters. *J. Water Chem. Technol.* 25(6):32-42.
- Lopez-Garcia, I., Vinas, P., Romero-Romero, R., Hernandez-Cordoba, M. 2009. Ion-exchange preconcentration and determination of vanadium in milk samples by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Talanta* 78:1458-1463.
- Loring DH, Rantala RTT, Milligan TG. 1996. Metallic contaminants in the sediments of coastal embayments of Nova Scotia. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* 2111:1-268.
- Lozak, A., Soltyk, K., Ostapczuk, P., Fijalek, Z. 2002. Determination of selected trace elements in herbs and their infusions. *The Science of The Total Environment* 289:33-40.
- Luecke, H., Quiochio, F.A. 1990. High specificity of a phosphate transport protein determined by hydrogen bonds. *Nature* 347:402-406.
- Lu, X., Johnson, D. Hook, J. 1998. Reaction of vanadate with aquatic humic substances: an ESR and ⁵¹V NMR study. *Environ. Sci. Technol.* 32:2257-2263.
- Magyar, M.J. 2003. Vanadium. US Geological Survey: 1980 Minerals Yearbook. Reston (VA): US Department of the Interior, US Geological Survey. P. 80. 1 -80.8. Accès: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/vanadium/vanadmyb03.pdf>
- MAK Commission. 1992. Occupational toxicants: Critical data evaluation for MAK values and classification of carcinogens. Commission for the Investigation of Health Hazards of Chemical Compounds in the Work Area (MAK Commission). Weinheim (Allemagne) : VCH Verlagsgesellschaft mbH (ISBN 3-527-27025-6). [cité dans PISSC, 2001].
- Mamane, Y., Pirrone, N. 1998. Vanadium in the atmosphere. *In: Nriagu, J.O. (éditeur). Vanadium in the Environment. Part 1: Chemistry and Biochemistry.* New York (NY) : John Wiley & Sons, p. 37-71.
- Markert, B. 1994. The biological system of the elements (BSE) for terrestrial plants (Glycophytes). *Sci. Total Environ.* 155:221-228.
- Martin, H.W., Kaplan, D.I. 1998. Temporal changes in cadmium, thallium, and vanadium mobility in soil and phytoavailability under field conditions. *Water Air Soil Poll.* 101:399-410.
- Mason, B. 1966. Principles of Geochemistry. New York (NY) : John Wiley & Sons. 329 p.
- McGeer, J.C., Brix, K.V., Skeaff, J.M. *et al.*, 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(5):1017-1037.
- McPhie P, Caouette A. 2007. Analysis in brief: heavy fuel oil consumption in Canada. Ottawa (ON): Statistics Canada, Manufacturing, Construction and Energy Division. Catalogue No. 11-621-MIE—No. 062. Accès: <http://www.statcan.gc.ca/pub/11-621-m/11-621-m2007062-eng.pdf>
- Michibata, H., Kanamori, K. 1998. Selective accumulation of vanadium by ascidians in sea water. *In: Nriagu, J.O. (éditeur). Vanadium in the environment - Part 1: Chemistry and biochemistry.* New York (NY) : John Wiley & Sons Inc. Ch. 10:217-249.
- Mikkonen, A., Tummavuori, J. 1994. Retention of vanadium (V) by three Finnish mineral soils. *Eur. J. Soil Sci.* 45:361-368.
- Miller-Ihli, N.J., Baker, S.A. 2001. Trace element composition of municipal waters in the United States: A comparison of ICP-AES and ICP-MS methods. *Journal of Food Composition and Analysis* 14:619-629.

- Miramand, P., Fowler, S. 1998. Bioaccumulation and transfer of vanadium in marine organisms. In: Nriagu, J. (éditeur). Vanadium in the environment. Part 1: Chemistry and biochemistry. New York (NY) : Wiley. p. 188
- Miramand, P., Guary, J.C., Fowler, S.W. 1980. Vanadium transfer in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Biol.* 56:281-293.
- Miramand P., Guary, J.C., Fowler, S.W. 1981. Uptake, assimilation, and excretion of vanadium in the shrimp, *Lysemata seticaudata* (Risso), and the crab, *Carcinus maenas* (L.) *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 49:267-287.
- Miramand, P., Ünsal, M. 1978. Acute toxicity of vanadium to some marine benthic and phytoplanktonic species. *Chemosphere* 10:827-832
- Moreda-Pineiro, A., Fisher, A., Hill, S.J. 2003. The classification of tea according to region of origin using pattern recognition techniques and trace metal data, *J. Food Composition and Analysis* 16:195-211.
- Mortvedt JJ, Beaton JD. 1995. Heavy metal and radionuclide contaminants in phosphate fertilizers. In: Tiessen H, editor. SCOPE 54: Phosphorus in the global environment—Transfers, cycles and management. Chichester (GB): John Wiley & Sons. Accès: <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope54/6mortvedt.htm>
- Moskalyk, R.R., Alfantazi, A.M. 2003. Processing of vanadium: a review. *Minerals Engineering* 16(9):793-805
- Moskalyk, R.R., Alfantazi, A.M. 2003. Processing of vanadium: a review. *Minerals Engineering* 16:793-805.
- Mossman, D.J. 1999. Carbonaceous substances in mineral deposits: implications for geochemical exploration. *Journal of Geochemical Exploration* 66:241-247
- 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.
- Mravcova, A., Jirova, D., Janci, H., Lener, J. 1993. Effects of orally administered vanadium on the immune system and bone metabolism in experimental animals. *Sci. Total Envir.* Supplement Part 1:663–669. [cité dans PISSC, 2001].
- Munch, D. 1993. Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road. *The Science of The Total Environment* 138(1-3):47-55.
- Mussali-Galante, P., Rodriguez-Lara, V., Hernandez-Tellez, B. et al. 2005. Inhaled vanadium pentoxide decrease [*sic*] gamma-tubulin of mouse testes at different exposure times. *Toxic Ind. Hlth.* 21:215-222.
- Nardi, E.P., Evangelista, F.S., Tormen, L. et al. F 2009. The use of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) for the determination of toxic and essential elements in different types of food samples. *Food Chemistry* 112:727-732.
- National Academy of Sciences. Committee on Biologic Effects of Atmospheric Pollutants. 1974. Vanadium. Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, Division of medical sciences, National Research Council. Washington (US) : National Academy of Sciences press. ISBN 0-309-02218-5. 133 p.
- National Bureau of Standards. 1978. Standard Reference Material 1634. Washington (É. U.)
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2006. Columbus (OH) : American Chemical Society. [consultée le 26 octobre 2009]. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html>
- Nielsen, F.H. 1991. Nutritional requirements for boron, silicon, vanadium, nickel, and arsenic: current knowledge and speculation. *FASEB J.* 5:2661-2667.
- Nino-Cabrera, G., Avila-Costa, M.R., Colin-Barenque, L. et al. 2004. Hippocampal dendritic spines loss and memory deterioration in mice exposed to vanadium (V2O5) inhalation. *Toxicologist* 78(1-S):234. [extrait].

- [NIOSH] National Institute for Occupational Safety and Health. 2005. NIOSH pocket guide to chemical hazards - vanadium dust, V₂O₅, CAS No. 1314-62-1. [consulté le 27 octobre 2009]. Atlanta (GA): Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health. Accès : <http://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0653.html>.
- Nordmyr, L., Österholm, P., Åström, M. 2008. Estuarine behaviour of metal loads leached from coastal lowland acid sulphate soils. *Mar. Environ. Res.* 66:378-393.
- Norwood, W.P., Borgmann, U., Dixon, D.G. 2007. Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyalomma azteca* in relation to exposure and bioaccumulation. *Environ. Poll.* 147:262-272.
- Nova Scotia Power Incorporated. 2004. Registration document in support of Registration of Tufts Cove 5 under the Nova Scotia Environment Act. Accès : <http://www.gov.ns.ca/nse/ea/tuftscove5/NSPITuftsCoveEAReg.pdf>
- Nova Scotia Power Incorporated. 2009. Registration document in support of Registration of Tufts Cove 6 Waste Heat Recovery Project under the Nova Scotia Environment Act. Accès : <http://www.gov.ns.ca/nse/ea/tuftscove6.asp>
- Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338:47-49
- Nriagu, J.O., Pirrone, N. 1998. Emission of vanadium into the atmosphere. *In: Nriagu J.O. (éd.) Vanadium in the environment - Part 1: Chemistry and biochemistry.* New York (NY) : John Wiley & Sons Inc. Ch. 4:73-95.
- Nriagu, J.O., Pirrone, N. 1998. Emission of vanadium into the atmosphere. *In: Nriagu, J.O. (éd.) Vanadium in the Environment. Part I: Chemistry and Biochemistry.* New York (NY) : John Wiley & Sons, Inc. p. 25-36.
- [NTIS] National Technical Information Service. [document non daté]. Anciennement la U.S. Clearinghouse for Scientific & Technical Information. OTS0534556. Springfield (VA), 22161. [cité dans RTECS, 2006].
- [NTP] National Toxicology Program (É.-U.) 2002. NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of vanadium pentoxide (CAS no. 1314-62-1) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (inhalation studies). Research Triangle Park (NC) : U.S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. NIH Publication No. 03-4441. Accès : (http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/LT_rpts/tr507.pdf).
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1993. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Essai n^o 305A. Bioaccumulation: sequential static fish test. Paris (France) : OCDE. 13 p.
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1996. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Essai n^o 305E. Bioaccumulation: flow-through fish test. Paris (France) : OCDE. 23 p
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. La liste 2007 OCDE de substances chimiques produites en grandes quantité. Paris (France) : Direction de l'environnement. Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/32/9/43947965.pdf>
- Odegard, K., Lund, W. 1997. Multi-element sepciation of tea infusion using cation-exchange separation and size-exclusion chromatography in combination with inductively coupled plasma mass spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 12:403-408.
- O'Neil, M.J. (éd.). 2001. The Merck Index - An encyclopaedia of chemicals, drugs, and biologicals. 13th Edition, Whitehouse Station (NJ). Merck and Co., Inc. p. 1767.
- Ontario. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales. 2009. Détermination de l'indice-phosphore dans un champ. [consulté le 12 novembre 2009]. Accès : <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/05-068.htm>
- Ontario. Ministère de l'Environnement. 1998. Vanadium: scientific criteria document for the development of an interim provincial water quality objective. Rapport préliminaire. Direction de l'élaboration des mines.

- Ontario. Ministère de l'Environnement. 2009. Téléchargement de données (les bases de données des années 2003 à 2007 du Réseau provincial de contrôle de la qualité des eaux ont été téléchargées). Accès : http://www.ene.gov.on.ca/en/publications/dataproducts/2Water/PWQMN_by_year/index4.php
- [OSHA] Occupational Safety and Health Guideline. U.S. Department of labor. Accès : <http://www.osha.gov/SLTC/healthguidelines/vanadiumpentoxidedust/recognition.html>.
- Packard, T., Chen, W., Blasco, D. *et al.* 2000. Dissolved organic carbon in the Gulf of St. Lawrence. *Deep-Sea Res. Part II* 47:435-459.
- Pacyna, J.M., Pacyna, E.G. 2001. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ. Rev.* 9:269-298.
- Pavageau, M.-P., Morin, A., Seby, F. *et al.* 2004. Partitioning of metals species during an enriched fuel combustion experiment. Speciation in the gaseous and particulate phases. *Env. Sci. Technol.* 38:2252-2263.
- Pêches et Océans Canada. 1996. Metallic contaminants in the sediments of coastal embayments of Nova Scotia. In: Loring, D.H., Rantala, R.T.T., Milligan, T.G. (éditeurs). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques n^o 2111. Dartmouth (N.-É.) : Institut océanographique de Bedford.
- Peltier, R.E., Lippmann, M. 2009. Residual oil combustion: 2. Distributions of airborne nickel and vanadium within New York City. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 19:593-602.
- Pennington, J.A., Jones, J.W. 1987. Molybdenum, nickel, cobalt, vanadium and strontium in total diets. *Am. Diet. Assoc. Dec.* 87(12):1644-1650.
- Perdue, E.M., Ritchie, J.D. 2003. Dissolved organic matter in freshwaters. In: Drever, J.I. (éd.) Surface and ground water, weathering, and soils. Amsterdam (Pays-Bas) : Elsevier. p. 273-318.
- Perron, L. 2001. Vanadium. *Annuaire des minéraux du Canada. Ressources naturelles Canada.* p. 59.1-59.7. Accès: <http://www.nrcan.gc.ca/smm-mms/busi-indu/cmy-amc/content/2001/65.pdf>
- Perry, R.H., Green, D. 1984. *Perry's Chemical Engineers' Handbook*. Sixth Edition. ISBN 0-07-049479-7. McGraw-Hill Publishing Company. 2336 p. (p. 9-46)
- Petterson, L. 1993. Equilibria of polyoxometalates in aqueous solution. *Molec. Engineer.* 3:29-42.
- Pinon-Zarate, G., Rodriguez-Lara, V., Rojas-Lemus, M., *et al.* 2008. Vanadium pentoxide inhalation provokes germinal center hyperplasia and suppressed humoral responses. *J. Immunotoxicol.* 5(2):115-22.
- [PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 2001. Vanadium pentoxide and other inorganic vanadium compounds. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la santé. (Critère de l'hygiène de l'environnement n^o 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>
- Plourde, J., Therriault, J.-C. 2004. Climate variability and vertical advection of nitrates in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 279:33-43.
- Poisson, A., Périé, M., Périé, J., Chemla, M. 1979. Individual equivalent conductances of the major ions in seawater. *J. Sol. Chem.* 8:377-394.
- Pöykiö, R., Maenpaa, A., Peramaki, P., Niemella, M., Valimaki, I. 2005. Heavy metals (Cr, Zn, Ni, V, Pb, Cd) in Lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea* L.) and assessment of human exposure in two industrial areas in the Kemi-Torino Region, Northern Finland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48:338-323.
- Preda, M., Cox, M.E. 2002. Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. *Environmental International* 28:433-449.
- Proctor, N.H., Hughes, J.P., Fischman, M.L. 1988. *Chemical hazards of the workplace*. Philadelphia (PA) : J.B. Lippincott Company.
- Punning, J.-M., Terasmaa, J., Koff, T., Alliksaar, T. 2003. Seasonal fluxes of particulate matter in a small closed lake in Northern Estonia. *Water, Air, and Soil Pollution* 149:77-92.

- Puvvada, G.V.K., Sridhar, R., Lakshmanan, V.I. 2002. Recovery of vanadium from fly ash and spent catalysts. In: Tanner, M.F., Riveros, P.A., Dutrizac, J.E., Gattrell, M., Perron, L. (éditeurs). Vanadium, Geology, Processing and Applications. Compte rendu du Symposium international sur le Vanadium, Conférence des Métallurgistes, tenu à Montréal, Canada, du 11 au 14 août 2002 [anglais]. p. 171-181.
- Ramirez, P., Eastmond, D.A., Laclette, J.P., Ostrosky-Webman, P. 1997. Disruption of microtubule assembly and spindle formation as a mechanism for the induction of aneuploid cells by sodium arsenite and vanadium pentoxide. *Mutation Res.* 386:291-298. [cité dans CIRC, 2006].
- Rasmusen, P.E., Subramanian, K.S., Jessiman, B.J. 2001. A multi-element profile of housedust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *The Science of the Total Environment* 267:125-140.
- Rattner, B.A., McKernan, M.A., Eisenreich, K.M. et al. 2006. Toxicity and hazard of vanadium to mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) and Canada geese (*Branta Canadensis*). *J. Tox. Env. Health Part A*, 69:331-351.
- Reimann, C., de Caritat, P. 1998. Chemical elements in the environment. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. 398 p.
- Rencz, A.N., Garrett, S.W., Adcock, S.W., Bonham-Carter, G.F. 2006. Geochemical Background in Soil and Till. Ressources naturelles Canada. Commission géologique du Canada. CGC-dossier public 5084
- Ress, N.B., Chou, B.J., Renne, R. et al. 2003. Carcinogenicity of inhaled vanadium pentoxide in F344/N rats and B6C3F1 mice. *Toxic. Sci.* 74:287-296.
- Ressources naturelles Canada, Commission géologique du Canada. 1978 [Internet]. Dossier public 1642 : NGR lake sediments and waters, NTS 74C, F, northwestern Saskatchewan
- Ressources naturelles Canada. 2007. Secteur de l'énergie : Sources d'énergie : Énergie nucléaire/uranium : L'industrie canadienne de l'uranium 2007. Accès : <http://www.nrcan.gc.ca/eneene/sources/uranuc/uranium/urafac-fra.php> [consulté le 29 octobre 2009]
- Ressources naturelles Canada. 2009. L'Atlas du Canada – Ressources charbonnières. Accès : http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/maps/economic/energy/Coal/1/maptext_view. Site Web mis à jour le 2 fév. 2009 [consulté le 3 décembre 2009].
- Ringelband, U. 2001. Salinity dependence of vanadium toxicity against the brackish water hydroid *Cordylophora caspia*. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 48:18-26
- Ringelband, U., Helh, O. 2000. Kinetics of vanadium bioaccumulation by the brackish water hydroid *Cordylophora caspia* (Pallas). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 65:486-493.
- Ringelband, U., Karbe, L. 1996. Effects of vanadium on population growth and Na-K-ATPase activity of the brackish water hydroid *Cordylophora caspia*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57:118-124
- Riveros-Rosas, H., Pfeifer, G.D., Lynam, D.R. et al. 1997. Personal exposure to elements in Mexico City air. *The Science of the Total Environment*, 198:79-96.
- Rodgers, R.P., Hendrickson, C.L., Emmett, M.R., Marshall, A.G., Greaney, M., Qian, K. 2001. Molecular characterization of petroporphyrins in crude oil by electrospray ionization Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry. *Canadian Journal of Chemistry* 79(5-6):546-551
- Rodney, S.I., Moore, D. 2008. SSD Master Version 2.0 – Determination of hazardous concentrations with species sensitivity distributions. Intrinsic Inc.
- Rojas, E., Valverde, M., Herrera, L. et al., 1996. Genotoxicity of vanadium pentoxide evaluated by the single gel electrophoresis assay in human lymphocytes. *Mutation. Res.* 359:77–84. [cité dans PISSC, 2001].
- Roldan, R.E., Altamirano, L.M. 1990. Chromosomal aberrations, sister- chromatid exchanges, cell-cycle kinetics and associations in human lymphocyte cultures exposed to vanadium pentoxide. *Mutation. Res.* 245:61-65. [cité dans PISSC, 2001].
- [RPP] Recherche de produits pharmaceutiques en ligne. 2007. Santé Canada. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/dpd-bdpp/language-langage.do?url=t.search.recherche&lang=fra>

- [RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2006. Record for Vanadium pentoxide (dust) (1314-62-1). [mis à jour en février 2009; consulté le 12 février 2009]. Cincinnati (OH) : US Department of Health and Human Services, National Institute for occupational Safety and Health.
- Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., Zamora-Arellano, N. *et al.*, 2009. Mercury in biota and surficial sediments from Coatzacoalcos estuary, Gulf of Mexico: distribution and seasonal variation. *Water Air Soil Pollut.* 197:165-174.
- [SSD Master] Determination of Hazardous Concentrations with Species Sensitivity Distributions [modèle informatique]. 2008. Version 2. Ottawa (ON): Intrinsikscience.
- Samecka-Cymerman, A., Kolon, K., Kempers, A.J. 2005. A comparison of native and transplanted *Fontinalis antipyretica* Hedw, as biomonitors of water polluted with heavy metals. *Sci. Total Environ.* 341:97-107.
- Samecka-Cymerman, A., Stankiewicz, A., Kolon, K., Kempers, A.J. 2009. Bioindication of trace metals in *Brachythecium rutabulum* around a copper smelter in Legnica (Southwest Poland): use of a new form of data presentation in the form of a self-organizing feature map. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56:717-722.
- Santé Canada. 1994. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire. Ottawa (ON): Santé Canada, Direction de la santé environnementale. Accès: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-fra.php>
- Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport inédit. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu.
- Santé Canada. 2007. Monographie des suppléments de multivitamines/minéraux. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/prodnatur/applications/licen-prod/monograph/multi_vitmin_suppl-fra.php
- Santschi, P.H. 1984. Particle flux and trace metal residence time in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 29:1100-1108.
- Schlekat, C.E., McGeer, J.C., Blust, R. *et al.* 2007. Bioaccumulation; hazard identification of metals and inorganic metal substances. *In*: Adams, W.J., Chapman, P.M. (éditeurs). Assessing the hazard of metals and inorganic metal substances in aquatic and terrestrial systems. Pensacola (FL) : SETAC Publications, CRC Press. Chap 4:55-87.
- Schmid H, Pucher E, Ellinger R, Biebl P, Puxbaum H. *et al.* 2001. Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria – results of the Tauern tunnel experiment 1997. *Atmos Env* 35:3585-3593.
- Schramm, L.L., Stasiuk, E.N., Yarranton, H., Maini, B.B., Shelfantook, B. 2003. Temperature effects from the conditioning and flotation of bitument from oil sands in terms of oil recovery and physical properties. *Journal of Canadian Petroleum Technology* 42(8):55-61
- Schuler, D. 2010. 16-Day Inhalation Toxicity Study in Female Mice. Füllinsdorf (Suisse) : Harlan Laboratories Ltd. Laboratory report number **A94206**, document inédit.
- Scott AN, Thomas MDA. 2007. Evaluation of fly ash from co-combustion of coal and petroleum coke for use in concrete. *ACI Mater J* 104:62–69.
- Sheppard, M.I., Sheppard, S.C., Grant, C.A. 2007. Solid/liquid partition coefficients to model trace element critical loads for agricultural soils in Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 87(2):189-201.
- Shiller, A.M., Boyle, E.A. 1987. Dissolved vanadium in rivers and estuaries. *Earth Planet. Sci. Lett.* 86:214-224.
- Shiller, A., Mao, L. 2000. Dissolved vanadium in rivers: effects of silicate weathering. *Chem. Geol.* 165:13-22.
- Si, R. *et al.* 1982. Studies on the mutagenicity and teratogenicity of vanadium pentoxide. Weisheng Zhuanye Cankao Ziliao, School of Public Health, Sichuan Medical College [cité dans Sun, 1987; PISSC, 2001].
- Smith, D.P., Kennedy, J.H., Dickson, K.L. 1991. An evaluation of a nauid oligochaete as a toxicity test organism. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:1459-1465

Smith, R.M., Martell, A.E. 2004. Critical Constants for Metal Complexes. NIST Standard Reference Database 46. Gaithersburgh (MD) : U.S. Department of Commerce, National Institute of Standards and Technology.

Smolders, E., McGrath, S., Fairbrother, A., Hale, B.A., Lombi, E., McLaughlin, M., Rutgers, M., Van der Vliet, L. 2007. In: Adams, W.J., Chapman, P.M. (éditeurs). Hazard identification approaches for metals and inorganic metal substances. Pensacola (FL) : Assessing the hazard of metals and inorganic metal substances in aquatic and terrestrial systems. Pensacola (FL): SETAC Publications, CRC Press: SETAC Press. Chap. 6:113-133.

Snodgrass, J.W., Hopkins, W.A., Jackson, B.P., Baionno, J.A., Broughton, J. 2005. Influence of larval period on responses of overwintering green frog (*Rana clamitans*) larvae exposed to contaminated sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 24:1508-1514.

Soldi, T., Riolo, C., Alberti, G., Gallorini, M., Peloso, G.F. 1996. Environmental vanadium distribution from an industrial settlement. *The Science of the Total Environment* 181:45-50.

Spectrum Laboratoires Inc. 2009. Spectrum Chemical Fact Sheet for Vanadium. Fort Lauderdale (FL) : Spectrum Laboratories Inc. Accès : <http://www.speclab.com/elements/vanadium.htm> [consulté le 2 octobre 2009].

[SPIN] Substances in Products in Nordic Countries [base de données sur Internet]. 2010. Financé par le Conseil des ministres des pays nordiques, Groupe chimique. [consultée le 5 janvier 2010]. Accès : <http://195.215.251.229/Dotnetnuke/Home/tabid/58/Default.aspx>

Stantec Consulting Ltd. 2003. Benthic Invertebrate Assessment in Wabamun Lake, November 2002. Préparé pour le gouvernement de l'Alberta. 250 p.

Statistique Canada. 2000. Centrales d'énergie électrique. Division de la fabrication, de la construction et de l'énergie. Section de l'énergie. N° au catalogue 57-206-XIB

Statistique Canada. 2007a. Approvisionnement et utilisation des produits pétroliers raffinés au Canada. Mars 2007. N° au catalogue 45-004-XIE. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/45-004-x/45-004-x2007003-eng.pdf>

Statistique Canada. 2007b. Consommation de mazout lourd au Canada. 2007. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 11-621-MIF au catalogue. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/11-621-m/11-621-m2007062-fra.htm>

Statistique Canada. 2008. Enquête sur les véhicules au Canada : annuelle 2009. N° au catalogue 53-223-X. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/53-223-x/53-223-x2008000-fra.pdf>

Stevenson, C.D. 1985. Analytical advances and changing perceptions of environmental heavy metals. *J. Royal. Soc. New Zealand* 15(4):355-362.

Stone, K. 2004. Annuaire des minéraux du Canada. Section 20 : Charbon. Ottawa (Canada) : Secteur des minéraux et des métaux. Ressources naturelles Canada. Accès : <http://www.nrca.gc.ca/mms-smm/busi-indu/cmy-amc/arc-com-fra.htm>

Stumm, W., Morgan, J.J. 1996. Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3^e éd. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1022 pages.

Sun, M. (éd.) 1987. Toxicity of vanadium and its environmental health standard. Chengdu (Chine occidentale) : Université des sciences médicales de la Chine occidentale, 20 p. [cité dans PISSC, 2001].

Sun, M. *et al.* [Document non daté]. Study on the toxicity of vanadium pentoxide (document inédit) [cité dans Sun, 1987; PISSC, 2001].

Svoboda, L., Chrastny, V. 2008. Levels of eight trace elements in edible mushrooms from a rural area. *Food Additives and Contaminants* 25:51-58.

Szalay, A., Szilágyi, M. 1967. The association of vanadium with humic acids. *Geochim. Cosmochim. Acta* 31:1-6.

- Szalinska, E., Haffner, G.D., Drouillard, K.G. 2007. Metals in the sediments of the Huron-Erie Corridor in North America: Factors regulating metal distribution and mobilization. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 12:217-236.
- Takeno, N. 2005. Atlas of Eh-pH diagrams. Geological Survey of Japan Open File Report No. 419. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. 285 p. Accès : <http://www.gsj.jp/GDB/openfile/files/no0419/openfile419e.pdf>.
- Taner, M.F., Gault, R.A., Ercit, T.S. 2000. Vanadium mineralization and its industry in Canada. In: *The Gangue* (journal des Gites minéraux du Canada, qui relève de la Commission géologique du Canada) 65:1-8.
- Taylor, D., Maddock, B.G., Mance, G. 1985. The acute toxicity of nine “grey list” metals (arsenic, boron, chromium, copper, lead, nickel, tin, vanadium and zinc) to two marine fish species: dab (*Limanda limanda*) and grey mullet (*Chelon labrosus*). *Aquatic Toxicol.* 7:135-144.
- Terzano, R., Spagnuolo, M., Wekemans, B., de Nolf, W., Janssens, K., Falkenberg, G., Fiore, S., Ruggiero, P. 2007. Assessing the origin and fate of Cr, Ni, Cu, Zn, Pb and V in industrial polluted soil by combined microspectroscopic techniques and bulk extraction methods. *Environ. Sci. Technol.* 41:6762-6769.
- Thompson, P.A., Kurias, J., Mihok, S. 2005. Derivation and use of sediment quality guidelines for ecological risk assessment of metals and radionuclides released to the environment from uranium mining and milling activities in Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 110:71-85.
- Tipping, E. 2002. Cation binding by humic substances. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. 434 p.
- Transport Canada 2008. Les transports au Canada: Rapport annuel 2008. Accès : <http://www.tc.gc.ca/politique/rapport/aca/anre2008/index.html>
- Triolo, L., Binazzi, A., Cagnetti, P. *et al.* 2008. Air pollution impact assessment on agroecosystem and human health characterization in the area surrounding the industrial settlement of Milazzo (Italie): a multidisciplinary approach. *Environ. Monit. Assess.* 40:191-209.
- Tsukatani, H., Tanaka, Y., Sera, N., Shimizu, N., Kitamori, S., Inoue, N. 2002. Mutagenic activity in roadside soils. *The Journal of Toxicological Sciences* 27(3):183-189
- Tullar, I.V., Suffet, I.H. 1975. The fate of vanadium in an urban air shed: the lower Delaware River Valley. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 25(3):282-286.
- Tyler, G. 2004. Ionic charge, radius, and potential control root/soil concentration ratios of fifty cationic elements in the organic horizon of a beech (*Fagus sylvatica*) forest podzol. *Sci. Total Environ.* 329:231-239.
- [UICPA] **Union internationale de chimie pure et appliquée**. 2001. Stability Constants Database (SC-Database). Academic Software.
- [UPA] Uranium Producers of America. 2010. Conventional mining and milling of uranium ore. Accès : <http://www.uraniumproducersamerica.com/tech.html>
- [US EPA] US Environmental Protection Agency. 1992. Supprot: Dust inhalation toxicity studies with cover letter dated 081992. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances. Document No.:89-940000275 and 88-920000666, initial submission. [cite dans IPCS 2001].
- [US EPA] US Environmental Protection Agency. 1995. EPA Office of Compliance Sector Notebook Project—Profile of the petroleum refining industry. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Compliance, Office of Enforcement and Compliance Assurance. Report No.: EPA/310-R-95-013. Accès : <http://www.epa.gov/compliance/resources/publications/assistance/sectors/notebooks/petrefsnpt1.pdf>
- [Vanitec] Vanadium International Technical Committee. 2009. Vanadium facts. Kent (G.-B.) : Vanitec. Accès : <http://www.vanitec.org/pages/en/information/vanadiumfacts/health.php> [consulté le 2 octobre 2009]

- Wang, D., Sañudo-Wilhelmy SA. 2009. Vanadium speciation and cycling in coastal waters. *Mar. Chem.* 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.
- Ward, C., Hassan, S., Mendonça. M. 2009. Accumulation and depuration of trace metals in southern toads, *Bufo terrestris*, exposed to coal combustion waste. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56:268-275.
- Weisbrod AV, Woodburn KB, Koelmans AA, Parkerton TF, McElroy AE, Borgå K. 2009. Evaluation of bioaccumulation using *in vivo* laboratory and field studies. *Integr Environ Assess Manag* 5:598–623.
- Welch, R.M. 1973. Vanadium uptake by plants. Absorption kinetics and the effects of pH metabolic inhibitors, and other anions and cations. *Plant Physiol.* 51:828-832.
- [WHAM] Windermere Humic Aqueous Model [equilibrium chemical speciation for natural waters]. 2001. Version 1.0. Lancaster (GB): Centre for Ecology and Hydrology. Accès: http://windermere.ceh.ac.uk/aquatic_processes/wham/index.html
- Windfinder. 2009. Real time wind and weather report Edmonton City Airport. Accès : http://www.windfinder.com/report/edmonton_city_airport [consulté le 29 octobre 2009].
- Witt, J.D.S., Hebert, P.D.N. 2000. Cryptic species diversity and evolution in the amphipod genus *Hyaella* within central glaciated North America: a molecular phylogenetic approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:687-698.
- Woolery M. 2005. Vanadium compounds. In: Kroschwitz, J.I., Howe-Grant, M. (éditeurs). Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology, 4th ed. New York (NY) : John Wiley and Sons. Vol. 20:1-16. Accès : <http://www.mrw.interscience.wiley.com/emrw/9780471238966/home>
- Woolery, M. 2005. Vanadium compounds. In: Kroschwitz, J.I., Howe-Grant, M. (éditeurs). 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>.
- Wren, C.D., MacCrimmon, H.R., Loescher, B.R. 1983. Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a Precambrian shield lake. *Water Air Soil Poll.* 19:277-291.
- Wuilloud, R.G., Salonia, J.A., Olsina, R.A., Martinez, L.D. 2005. Determination of vanadium (V) in drinking water by flow injection and preconcentration in a knotted reactor by inductively coupled plasma optical emission spectrometry with ultrasonic nebulization. *Spectrochimica Acta Part B* 55:671-680.
- Wyrzykowska, B., Syzmczyk, K., Ichichashi, H., Falandysz, J., Skwarzec, B., Yamasaki, S.-I. 2001. Application of ICP Sector Field MS and Principal Component analysis for studying interdependences among 23 trace elements in Polish beers. *J. Agric. Food Chem.* 49:3425-3431.
- Yang, H., Yao, D., Feng, S., Qin, J., Chen, Y. 1986a. A study of the teratogenicity of vanadium pentoxide (rapport interne). *Dukou Sanitary and Anti-Epidemic Station* 35-43. [cité dans Sun, 1987; PISSC, 2001].
- Yang, H. *et al.* 1986b. A study on the effect of inhaling vanadium pentoxide dust on the frequencies of micronucleus of PCE in mice [rapport interne]. *Dukou Sanitary and Anti-Epidemic Station* 48-50. [cité dans Sun, 1987; PISSC, 2001].
- Yang, H., Zhang, B. *et al.* 1986c. Studies on the effect of vanadium pentoxide on the micronucleus of PCE in 615 strain mice and Kunming albino mice. *Dukou Sanitary and Anti-Epidemic Station* [cité dans Sun, 1987; PISSC, 2001].
- Yao, D., Li, S. *et al.* 1986a. A long-term study on the chronic toxicity and carcinogenicity of the inhalation of vanadium pentoxide dust on mice. *Dukou Sanitary and Anti-Epidemic Station* [cité dans Sun, 1987; PISSC, 2001].
- Yao, D., Zhang, B. *et al.* 1986b. Study on the acute and subchronic toxicity of vanadium pentoxide. *Dukou Sanitary and Anti-Epidemic Station* [cité dans Sun, 1987; PISSC, 2001].
- Yeats, P.A. 1992. The distribution of dissolved vanadium in eastern Canadian coastal waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 34:85-93.

Yeats, P.A. 1993. Input of metals to the North Atlantic from two large Canadian estuaries. *Mar. Chem.* 43:201-209.

Zafar, Z.I., Anwar, M.M., Pritchard, D.W. 1996. Innovations in beneficiation technology for low grade phosphate rocks. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46:135-151

Zenz, C., Bartlett, J., Thiede, W. 1962. Acute vanadium pentoxide intoxication. *Archs. Envir. Hlth.* 5:542-546. [cité dans PISSC, 2001].

Zenz, C., Berg, B. 1967. Human responses to controlled vanadium pentoxide exposure. *Archs. Envir. Hlth.* 14:709-712 [cité dans PISSC, 2001].

Zhong, B., Gu, Z., Wallace, W., Whong, W., Ong, T. 1994. Genotoxicity of vanadium pentoxide in Chinese hamster V79 cells. *Mutation Res.* 321:35-42. [cité dans PISSC, 2001].

Annexe 1 – Description de la modélisation de spéciation réalisée à l'aide du modèle WHAM VI, et des caractéristiques physiques et chimiques des eaux de surface utilisées

On a déterminé la spéciation du vanadium dans la phase dissoute à l'aide du modèle Windermere Humic Aqueous Model (WHAM 2001, Tipping, 2002). Bien que ce modèle soit conçu pour modéliser les interactions des matières organiques naturelles avec les cations, et non avec les oxyanions comme le vanadate, on a utilisé le modèle WHAM comme outil pour décrire l'équilibre chimique simultanée des espèces de vanadium en solution. Les conditions pour exécuter le modèle sont décrites ci-dessous :

- Les complexes de vanadium les plus susceptibles de survenir dans certains types d'eau ont été établis à partir de diagrammes E_h -pH (Brookins, 1988).
- On a obtenu les constantes thermodynamiques pour les interactions vanadium-ligands inorganiques de la base 46 de la Standard Reference database 46 du National Institute of Standards and Technology (NIST) (Smith et Martell, 2004) et de la base de donnée des constantes de stabilité Stability Constants de l'Union internationale de chimie pure et appliquée (UICPA) (UICPA, 2001) en supposant que l'ion métallique et le ligand dans l'environnement sont en équilibre (Stumm et Morgan, 1996).
- Les constantes ont été corrigées en fonction d'une force ionique de 0 à l'aide l'équation Debye-Huckel afin de produire une base de données thermodynamiques utilisable par le modèle WHAM.
- En l'absence de constantes de stabilité thermodynamique d'acides humiques (HA) et d'acides fulviques (FA) avec les ions de vanadate intégrés au modèle, on a utilisé la constante pour la substance humique (HS)-complexe de vanadate déterminée par Lu *et al.*, 1998). Autrement dit, une nouvelle composante « HS » a été définie comme étant un anion monomérique dans la solution et la réaction chimique de HS avec le vanadate, de concert avec son $\log K$, ont été « entrés par l'utilisateur » dans la base de données thermodynamique WHAM.
- Wanty et Goldhaber (1992) ont déterminé la constante de stabilité pour le complexe vanadium (V)-oxalate. Toutefois, cette constante n'a pas servi à modéliser parce qu'on suppose que l'oxalate est une quantité négligeable dans la plupart des eaux naturelles.
- Toutes les concentrations chimiques ont été converties en moles par litres avant de les entrer dans le modèle WHAM (y compris les concentrations HS).
- Pour convertir les concentrations de carbone organique dissout (COD) (mg C/L) en concentrations HS (moles/L), on a supposé que (1) le ratio de la DOM:DOC est de 2:1 (Buffle, 1988; DOM signifie matière organique dissoute) et (2) 60 % de la DOM se compose de HS (c.-à-d., des HA et FA) (Perdue et Ritchie, 2003). Un poids moléculaire de 800 g/mol a été utilisé pour la HS (Tipping, 2002).
- Les concentrations de vanadium dissous ont été entrées dans le chiffrier du modèle en tant que concentrations VO_4^{3-} , un format que peut utiliser le modèle WHAM. Pour la même raison, les concentrations de carbone inorganique dissout ou HCO_3^- ont été entrées dans le chiffrier en tant que concentrations CO_3^{2-} .

Tableau 1.1. Caractéristiques physiques et chimiques des eaux de surface utilisées pour modéliser la spéciation du vanadium en solution.¹

(a)

Type d'eau	n	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	P _{TOT}	NO ₃ ²⁻	Cl ⁻	C	SO ₄ ²⁻	pH	Ca
Région des Prairies Lac Wabamun (Alberta) ²	4	Concentration moyenne en mg/L (données brutes du rapport) et valeurs de pH								
		250,75	5,125	0,01	0,05	7	0,4	56,875	8,24	22,85
		Concentration moyenne en moles/L								
		4,11×10 ⁻³	8,54×10 ⁻⁵	3,2 ×10 ⁻⁷	8,07×10 ⁻⁷	1,97×10 ⁻⁴	2,11×10 ⁻⁵	5,92×10 ⁻⁴	--	5,70×10 ⁻⁴
Bouclier Canadien Rivière Allard, Station 12 (Québec) ³	3	Concentration moyenne en moles/L (données brutes du rapport) et valeurs de pH								
		DIC		P _{TOT}	NO ₃ ²⁻	Cl ⁻	C	SO ₄ ²⁻	pH	Ca
		5,28×10 ⁻⁴		--	5,27×10 ⁻⁶	2,77×10 ⁻⁵	--	5,99×10 ⁻⁵	6,97	2,33×10 ⁻⁴
Rivière Colombière, Station 1 (Québec) ³		2,13×10 ⁻⁴		--	1,08×10 ⁻⁷	1,30×10 ⁻⁵	--	2,41×10 ⁻⁵	6,36	1,17×10 ⁻⁴
Eau de mer Golfe du Saint-Laurent (Est du Canada) ^c	--	HCO ₃ ^{-c}	Br ^{-c}	PO ₄ ^{3-e}	NO ₃ ^{2-d}	Cl ^c	c) F	SO ₄ ^{2-c}	pH ^c	Ca ^c
		Composition moyenne (moles/L) et valeurs de pH								
		2,35×10 ⁻³	9,61×10 ⁻⁴	1,16×10 ⁻⁶	6,50×10 ⁻⁶	5,98×10 ⁻¹	5,26×10 ⁻⁵	3,08×10 ⁻²	8,1	1,15×10 ⁻²

(b)

Type d'eau	Mg	s.o.	K	Al	Fe	Mn	DOC (mg/L)	TSS	Conduc- tivité (µg cm)	V
Région des Prairies Lac Wabamun (Alberta) ²	Concentration moyenne en mg/L (données brutes du rapport) et valeurs de pH						12,5	2,33	502	0,00125
	16,775	63,25	9,7	0,0475	0,0275	0,0278				
	Concentration moyenne en moles/L						--	--	--	2,45×10 ⁻⁸
	6,90×10 ⁻⁴	2,75×10 ⁻³	2,48×10 ⁻⁴	1,76 ×10 ⁻⁶	4,92×10 ⁻⁷	5,06×10 ⁻⁷				
Bouclier Canadien Rivière Allard, Station 12 (Québec) ³	Concentration moyenne en moles/L (données brutes du rapport) et valeurs de pH									
	1,36×10 ⁻⁴	1,04×10 ⁻⁴	4,14×10 ⁻⁵	7,23×10 ⁻⁶	3,93×10 ⁻⁶	2,68×10 ⁻⁷	18,17	--	60	1,80×10 ⁻⁸
	Rivière Colombière, Station 1 (Québec) ³	2,65×10 ⁻⁵	3,78×10 ⁻⁵	8,78×10 ⁻⁶	4,91×10 ⁻⁶	4,79×10 ⁻⁶	3,98×10 ⁻⁷	14,33	--	27
Eau de mer Golfe du Saint-Laurent (Est du Canada) ⁴	Mg ³	Na ³	K ³	Al ⁷	Fe ⁷	Mn ⁷	DOC ⁵ (mg C/L)	TSS	Salinité ^{7,9} (ppm)	V ⁸
	Concentration moyenne – moles/L						0,942	--	31,76	2,19×10 ⁻⁸
	5,84×10 ⁻²	5,13×10 ⁻¹	1,08×10 ⁻²	9,18×10 ⁻⁸	3,53×10 ⁻⁸	9,19×10 ⁻⁹				

n : nombre d'échantillons d'eau

DIC : Carbone inorganique dissous

TSS : Total des solides en suspension

¹ Toutes les valeurs concernent la phase dissoute, sauf l'étude du lac Wabanum qui fait état des concentrations aqueuses totales (non filtrées).

COD : Carbone organique dissous

² MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ALBERTA. (2002). Seules les stations qui ne sont pas directement sous l'influence (c.-à-d., plus de 100 m de distance de l'effluent du bassin de cendres) d'une source de pollution sont considérées : WS1, 134, 136 et 137. Échantillons d'eau non filtrée. Période d'échantillonnage : mai 2002.

³ Couillard *et al.* (2008). Région de l'Abitibi-Baie James au Québec. Seules les stations sans perturbations (c.-à-d. effluents de mine) sont considérées. Échantillons d'eau filtrée (0,45 µm dimension des pores). Échantillonnage effectué en 2003.

⁴ Poisson *et al.* (1979). Salinité moyenne de l'eau de mer de 38 ppm.

⁵ Packard *et al.*, (2000). Moyenne de 4 échantillons d'eau obtenus dans les eaux de surface (stations 4 et 5 à plus de 30 m de profondeur). Échantillonnage effectué en avril 1994.

⁶ Plourde et Therriault (2004). Estimations modélisées pour les eaux de surface (plus de 30 m de profondeur) (p. 38).

⁷ Yeats (1993) Moyenne de 62 échantillons (colonne d'eau intégrée) obtenue pendant les saisons libres de glace 1979 à 1984. Échantillons d'eau filtrée (0,4 µm taille des pores).

⁸ (1992). Les échantillons d'eau obtenus au cours d'une saison libre de glace, 1979. Échantillons d'eau filtrée (0,4 µm, taille des pores). Salinité moyenne de 31,76 ppt (p. 89).

⁹ La salinité n'est pas entrée dans le modèle WHAM.

Annexe 2 : Critères et considérations de détermination de la qualité des valeurs des FBC et des FBA et autres rapports de bioaccumulation pour les métaux et les éléments

On a utilisé les critères et considérations qui suivent pour déterminer la fiabilité des études sur les FBC et FBA utilisés dans la présente évaluation préalable.

- Des preuves sont fournies selon lesquelles l'état d'équilibre (SS) est atteint entre les concentrations chimiques dans l'organisme d'essai et celles de son milieu environnant (les FBC et les FBA doivent être obtenus à SS). Les méthodes de calcul peuvent se fonder sur des constantes du coefficient cinétique ou sur les concentrations obtenues à SS.
- Les FBA mesurés lors d'expositions sur le terrain définis dans le temps (p. ex. transplantation d'organismes) sont préférés à des FBC obtenus en laboratoire parce qu'elles donnent des renseignements sur le comportement réel de l'élément au niveau de la bioaccumulation dans l'environnement et parce qu'ils comprennent une mesure de la bioaccumulation qui inclut toutes les voies d'absorption chimique et d'élimination.
- Les rapports des échantillonnages dans les milieux naturels offrent des avantages semblables à ce qui précède, mais l'hypothèse de SS doit être jugée au cas par cas.
- Les concentrations de métal dans l'organisme d'essai et l'eau sont mesurées en même temps.
- Les concentrations de métaux dans l'eau sont inférieures afin de (1) minimiser les baisses des FBC/FBA avec les augmentations des concentrations d'exposition, (2) d'être situées bien en deçà des niveaux causant la toxicité chronique (p. ex. OCDE, 1993, 1996) et de (3) maintenir les niveaux des tissus bien au-dessus des seuils de détection.
- Les détails liés à la méthodologie sont fournis (p. ex. poids des organismes, réplication, utilisation de témoins, méthode d'analyse chimique, qualité de l'eau).
- Assurance de la qualité (AQ) et Contrôle de la qualité (CQ), les vérifications d'AQ/CQ font l'objet de rapports qui permettent à une personne de juger si de bonnes pratiques de laboratoire ont ou non été respectées.
- Dans la mesure du possible, les FBC et les FBA sont exprimés en fonction du poids humide. Lorsque l'information publiée le permet, les concentrations corporelles sont corrigées pour les concentrations de métaux dans les intestins, et les rapports de bioaccumulation sont corrigés pour les concentrations de fond de métaux dans l'organisme d'essai et l'eau.
- On accorde une considération au degré d'essentialité de l'entité métallique. Par exemple, les FBC et les FBA seraient peu utiles pour les macroéléments. On peut considérer le vanadium comme un élément essentiel pour certains organismes (Nielsen, 1991; Markert, 1994). Les éléments définis par la science comme des macronutriments comprennent H, C, N, O, P, S, Cl, Ca, Mg, Na, K, et Fe (Markert, 1994). Dans ce contexte, un micronutriment peut être défini comme tout élément n'étant pas un macronutriment et pour lequel on dispose de preuves de l'essentialité nutritionnelle.

- On tient compte des mécanismes de détoxification. Par exemple, les FBC et les FBA sont moins importants pour les organismes qui stockent de grandes quantités de métaux sous forme inerte ou pour les organismes qui régulent les métaux à un taux tissulaire constant quel que soit le niveau d'exposition.
- De façon générale, les études faisant état de concentrations de métal dans l'eau et les tissus qui ont été mesurés avant 1977-1978 sont considérées peu fiables en raison de nombreuses difficultés d'analyse, à cette époque, soulevées notamment par des sources de contamination par inadvertance, piètre reproductibilité, et des problèmes associés à la filtration et la séparation de métaux dans l'eau (p. ex. Hume, 1973; Beneš et Steinnes, 1974; Batley et Gardner, 1977; Stevenson, 1985).

Facteurs pris en compte dans l'évaluation du FABS sol, du FABS sédiments, du FBAm et du FTT

1. Tous les critères susmentionnés, à l'exception du 8^e, s'appliquent directement à l'évaluation des FABS (sol et sédiments), FBAm et FTT. Le critère n^o 8 a été remplacé par les considérations (2 à 4) énoncées ci-après.
2. Dans la mesure du possible, le FABS sol, le FABS sédiments, le FBAm et le FTT sont exprimés en fonction du poids humide. Les rapports de bioaccumulation sont corrigés pour les concentrations de fond de métaux dans les organismes d'essai et les compartiments abiotiques.
3. Dans la mesure du possible, les concentrations tissulaires dans les intestins nettoyés doivent être prises en compte pour les organismes exposés aux sédiments contaminés.
4. Dans la mesure du possible, les concentrations tissulaires dans les intestins non nettoyés doivent être prises en compte dans les calculs du transfert trophique.

Il n'est peut-être pas nécessaire que les études choisies dans le présent contexte répondent à tous les critères ci-dessus et on peut leur attribuer des notes de confiance allant d'élevée à modérée. Celles qui ont une note de confiance faible ne sont pas retenues. Ces évaluations critiques sont faites avec l'aide des Sommaires de rigueur d'études élaborés pour les données relatives à la bioaccumulation. Ces Sommaires de rigueur d'études sont disponibles sur demande.

Annexe 3 a. Estimations de la limite supérieure de l'apport quotidien de pentoxyde de divanadium pour la population générale du Canada (obtenues à partir de l'absorption de vanadium¹)

Voie d'exposition	Absorption estimée (µg/kg p.c. par jour) de pentoxyde de divanadium par divers groupes d'âge							
	0–6 mois ^{2,4}			0,5–4 ans ⁵	5–11 ans ⁶	12–19 ans ⁷	20–59 ans ⁸	60+ ans ⁹
	Allaités	Nourris au lait maternisé	Sans lait maternisé					
Air ambiant ¹⁰	0,00			0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
Air intérieur ¹¹	0,03			0,06	0,04	0,02	0,02	0,02
Eau potable ¹²	0,00	1,90	0,71	0,81	0,63	0,36	0,38	0,40
Aliments et boissons ¹³	0,00	0,15	0,30–0,31	0,44–0,74	0,54–0,93	0,39–1,14	0,68–3,10	0,34–3,31
Sol ¹⁴	2,46	2,46	2,46	3,96	1,29	0,31	0,26	0,26
Absorption totale estimée	2,49	4,54	3,50–3,51	5,28–5,58	2,51–2,90	1,09–1,84	1,34–3,76	1,01–3,97

¹ La limite supérieure estimée de l'absorption journalière de vanadium provenant des milieux environnementaux et des aliments a été convertie en unités molaires équivalentes de pentoxyde de divanadium en appliquant le rapport des poids moléculaires du pentoxyde de divanadium et du vanadium (181,88/101,88).

² Aucune donnée sur le niveau de vanadium dans le lait maternel n'a été recensée.

³ Hypothèses : poids de 7,5 kg, volume d'air respiré de 2,1 m³/jour, consommation d'eau de 0,8 L/jour (enfants nourris au lait maternisé) ou de 0,3 L/jour (enfants non nourris au lait maternisé) et ingestion de 30 mg/jour de sol (Santé Canada, 1998).

⁴ Dans le cas des enfants uniquement nourris au lait maternisé, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. La concentration de vanadium dans l'eau utilisée pour reconstituer la formule (6,6 ng/g) se fondait sur le niveau signalé pour une formulation prébiotique (6,2±0,4 ng/g) (Lopez-Garcia *et al.*, 2009). Environ 50 % des enfants qui ne sont pas nourris au lait maternisé essaient des aliments solides aux alentours de 4 mois. La proportion atteint 90 % aux alentours de 6 mois (SBSC 1990, dans Santé Canada, 1998). Il s'agissait des seules données recensées pour ce milieu.

⁵ En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boive 0,7 L d'eau par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ En supposant que l'enfant pèse 31 kg, respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,1 L d'eau par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ En supposant que le jeune pèse 59,4 kg, respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,2 L d'eau par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁸ En supposant que la personne pèse 70,9 kg, respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boive 1,5 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1998).

⁹ Hypothèses : poids de 72,0 kg, volume d'air respiré de 14,3 m³ par jour, consommation de 1,6 L/jour d'eau et ingestion de 30 mg/jour de sol (Santé Canada, 1998).

¹⁰ On a utilisé une concentration maximale de 59,5 ng/m³ de vanadium dans la fraction MP_{2,5} d'air ambiant pour calculer les estimations de la limite supérieure d'exposition. L'étude consistait en 8 échantillons prélevés un peu partout au Canada et la valeur maximale a été décelée à Montréal, au Québec, (2009 communication personnelle d'Environnement Canada adressée à Santé Canada; source non citée). L'hypothèse selon laquelle les Canadiens passent 3 heures par jour à l'extérieur est utilisée (Santé Canada, 1998).

- ¹¹ Aucune donnée sur le niveau de vanadium dans l'air intérieur n'a été recensée. On a utilisé la concentration maximale de vanadium mesuré dans la fraction MP_{2,5} de l'air ambiant, 59,5 ng/m³, pour calculer les estimations de la limite supérieure d'exposition (2009 communication personnelle d'Environnement Canada à Santé Canada; source non citée).
- ¹² On a utilisé la concentration type de vanadium dans l'eau potable mesurée à 1 µg/L en Saskatchewan, au Canada, pour calculer les estimations de la limite supérieure d'exposition (2007 communication personnelle, entre Saskatchewan Environment et Santé Canada, source non citée).
- ¹³ Les concentrations maximales de vanadium mesurées dans les aliments sont énumérées à l'annexe 3b. Les quantités d'aliments consommées quotidiennement par chaque groupe d'âge sont décrites par Santé Canada (1998).
- ¹⁴ La concentration maximale de vanadium mesurée dans le sol du Sud de l'Ontario, 344 µg/g, a été utilisée pour calculer les estimations de la limite supérieure d'exposition (communication personnelle de 2009 de la Division des sites contaminés de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, source non citée)

Annexe 3 b : Concentrations maximales de vanadium mesuré dans les aliments

Aliments et boissons	Concentration (µg/g) ¹	Source
Tomates	1,1×10 ⁻²	Triolo <i>et al.</i> , 2008
Laitue	2×10 ⁻²	
Pomme de terre	2×10 ⁻²	
Courge	3×10 ⁻³	
Citron	3×10 ⁻³	
Olive	3,2×10 ⁻²	
Airelles	3,6×10 ⁻²	Pöykiö <i>et al.</i> , 2005
Champignons	1,66	Svoboda et Chrastný, 2008
Persil	3,56	Ambrozini <i>et al.</i> , 2009
Pistaches	20,8	Anderson et Smith, 2005
Lait entier	4,0×10 ⁻⁴	Lopez-Garcia <i>et al.</i> , 2009
Lait entier 2%	3,6×10 ⁻⁴	
Lait écrémé	2,9×10 ⁻⁴	
Lait maternisé	6,6×10 ⁻³	
Bière	5,5×10 ⁻²	Wyrzykowska <i>et al.</i> , 2001
Vin	0,364	Del Mar Castiñeira Gomez <i>et al.</i> , 2004
Riz	9,69 ×10 ⁻³	Nardi <i>et al.</i> , 2009
Œufs	3,55×10 ⁻²	
Pain	2,7×10 ⁻³	
Fromage	2,13×10 ⁻²	
Thé	0,00011 ² -0,30 ³	
		Ødegård et Lund, 1997 Moreda-Pineiro <i>et al.</i> , 2003

¹ Bien que ces données soient présentées comme étant une représentation de la teneur potentielle des aliments canadiens en pentoxyde de divanadium, des recherches antérieures réalisées aux États-Unis et au Royaume-Uni ont déterminé des valeurs moindres pour un grand nombre de ces produits alimentaires.

(Evans *et al.*, 1985; Pennington et Jones, 1987) Les renseignements combinés devraient être utilisés uniquement pour démontrer la forte variabilité de la teneur en pentoxyde de divanadium dans les aliments, ce qui traduit fort probablement les différences entre les plantes et la teneur du sol dans les régions pour ce qui est des taux d'absorption.

^a Thé Lipton avec efficacité de l'extraction de 0,6% (Ødegård et Lund, 1997)

^b Feuilles de thé chinois avec utilisation d'une efficacité de l'extraction de 40,5% (Lozak *et al.*, 2002)

Annexe 4. Résumé des renseignements disponibles relatifs aux effets du pentoxyde de divanadium sur la santé

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Toxicité aiguë (pentoxyde de divanadium)	<p>Plus faible DL₅₀ par voie orale(rat) = 10 mg/kg p.c. (MAK Commission, 1992) Autres DL₅₀ par voie orale = trois études (rat, souris, lapin), = 64-137 mg/kg p.c. (Yao <i>et al.</i>, 1986b).</p> <p>Plus faible CL₅₀ par inhalation (rat, 6 heures) = 126 mg/m³ (NTIS, sans date). Autre CL₅₀ par inhalation (lapin, 2 heures) = 205 mg/m³ (MAK Commission, 1992). CL₆₇ par inhalation (rat, 1 heure) = 1440 mg/m³ (USEPA, 1992). CMENO = 3 mg/m³ d'après une diminution statistiquement significative de la fonction pulmonaire caractérisée par des changements obstructifs du passage d'air (résistance accrue et flux diminué) et influx important de cellules inflammatoires (neutrophiles, éosinophiles) dans le poumon après le défi d'une exposition préalable dans un groupe de 24 singes mâles exposés à des doses de 0,5 et 3 mg/m³ pendant 6 heures à deux semaines d'intervalle, suivi après deux autres semaines par un défi avec méthacholine pour évaluer pour vérifier s'il y a une réactivité bronchique non spécifique (Knecht <i>et al.</i>, 1992).</p> <p>Plus faible DL₅₀ par voie cutanée (lapin) = 50 mg/kg p.c. (NTIS, sans date). Autre DL₅₀ par voie cutanée = Une étude (rat), > 2 500 mg/kg p.c. (Leuschner <i>et al.</i>, 1994).</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée (pentoxyde de divanadium)	<p>CMENO minimale par inhalation = 1 mg/m³ d'après une hyperplasie de l'épithélium alvéolaire, une inflammation interstitielle, une augmentation du nombre de macrophages alvéolaires et une prolifération de cellules alvéolaires dans les voies respiratoires des rats F344/N femelles (groupes de 40 ou 60) exposés à 0, 1, 2 ou 4 mg/m³, 6 h/jour, 5 jours/semaine, pendant une durée maximale de 16 jours et selon une augmentation du poids des poumons liée à la dose chez les souris B6C3F1 femelles (groupes de 48) exposées à 0, 0,25, 1 ou 4 mg/m³, 6 h/jour pendant 16 jours. Cette augmentation était accompagnée d'effets sur les poumons, comme une augmentation de la prolifération des cellules liée à la dose, une histiocytose alvéolaire, une alvéolite subaiguë ou une infiltration de granulocyte (NTP, 2002; Schuler, 2010).</p> <p>Autres CMENO par inhalation = 2-5 mg/m³ chez les rats, les souris et les singes (Knecht <i>et al.</i>, 1985; NTP, 2002; Avila-Costa <i>et al.</i>, 2004a,b, 2005a,b, 2006; Colin-Barenque <i>et al.</i>, 2004, 2008; Gonzalez-Villalva <i>et al.</i>, 2004, 2006; Nino-Cabrera <i>et al.</i>, 2004; Mussali-Galante <i>et al.</i>, 2005; Fortoul <i>et al.</i>, 2007, 2008; Pinon-Zarate <i>et al.</i>, 2008).</p> <p>Plus faible DMENO par voie orale = 3,7 mg/kg p.c. par jour d'après les altérations histologiques et enzymatiques, y compris l'inhibition de biosynthèse, catabolisme amélioré et utilisation accrue d'acide ascorbique dans les tissus du foie et des reins de rats albinos mâles qui ont reçu des doses (5 mâles par dose) à raison de 3 mg/kg p.c. par jour, cinq fois par semaine pendant la première semaine, et 4 mg/kg p.c. par jour, cinq fois par semaine pendant les 2 semaines suivantes (Chakraborty <i>et al.</i>, 1977)</p> <p>Autres DMENO par voie orale = 6 mg/kg p.c. par jour d'après l'élargissement de la rate, similarité diminuée de la rate, augmentation du nombre de leukocytes dans le sang périphérique, phagocytose diminuée, signes de réaction intense aux mutagènes, forte stimulation des cellules-B et hypersensibilité potentielle reliée au vanadium chez les souris ICR mâles et femelles qui ont reçu des doses par gavage (10 par sexe par dose) à raison de 0 ou 6 mg/kg p.c. par jour, 5 jours par semaine pendant 6 semaines (Mravcova <i>et al.</i>, 1993).</p> <p>Aucune étude concernant l'absorption cutanée n'a été recensée.</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Toxicité subchronique (pentoxyde de divanadium)	<p>Plus faible CMENO par inhalation = 2 mg/m³ d'après les effets nocifs sur le sang et hyperplasie épithéliale des poumons chez les mâles et les femelles et une augmentation du poids des poumons et inflammation chez les mâles seulement dans le cadre d'une étude de trois mois sur les rats et inflammation et hyperplasie épithéliale des poumons chez les mâles et les femelles dans le cadre d'une étude de 3 mois sur les souris (NTP, 2002 : souris mâles et femelles B6C3F₁ et rats mâles et femelles F344/N exposés à des doses de 0, 1, 2, 4, 8 ou 16 mg/m³; 6 heures par jours, 5 jours par semaine pendant 3 mois).</p> <p>Aucune autre étude d'inhalation n'a été identifiée.</p> <p>Plus faible DMENO par voie orale = 0,25 mg/kg p.c. par jour, d'après une diminution reliée à la dose de la phagocytose dans les cellules péritonéales des rats Wistar mâles (10 par groupe) exposés par l'eau potable à des doses de 0, 1 ou 100 mg de vanadium/litre (en tant que pentoxyde de divanadium) (équivalent à 0, 0,14 ou 14 mg de vanadium/kg p.c. par jour 0, 0,25 ou 25 mg de pentoxyde de divanadium/kg p.c. par jour à l'aide d'une conversion de dose de Santé Canada, 1994) pendant 6 mois (Mravcova <i>et al.</i>, 1993).</p> <p>Aucune autre étude par voie orale n'a été identifiée.</p> <p>Aucune étude concernant l'absorption cutanée n'a été recensée.</p>
Toxicité subchronique (autre composé de vanadium)	<p>Métavanadate de sodium</p> <p>DSENO par voie orale = 2,4 mg/kg p.c. par jour, d'après une absence d'effets sur la fonction cardiovasculaire, aucun changement dans le cerveau, le foie, les poumons, le cœur, les vaisseaux sanguins chez les rats Sprague-Dawley mâles (6 par groupes) exposés par l'eau potable à des doses de 0, 0,06, 0,6 et 2,4 mg métavanadate de sodium/kg p.c. par jour pendant 180 ou 210 jours. Également, aucun effet sur l'excrétion urinaire de créatinine, d'azote total, de protéines ou de sodium n'a été constaté, (Boscolo <i>et al.</i>, 1994 cité dans PISC, 2001).</p> <p>Autre étude par voie orale : DMENO = 0,3 mg/kg p.c. par jour, selon des changements histologiques dépendant de la dose à la rate, aux reins et aux poumons de rats mâles Sprague-Dawley (10 par groupe) exposés par l'eau potable à des doses de 0, 0,3, 0,6 et 3 mg de métavanadate de sodium/kg p.c. par jour pendant 3 mois. Une importante augmentation des concentrations d'urée et d'acide urique dans le plasma a également été observée à la dose la plus élevée (Domingo <i>et al.</i>, 1985 cité dans PISC, 2001).</p>
Toxicité chronique/cancérogénicité (pentoxyde de divanadium)	<p>Étude par inhalation chez les souris : Des groupes de 50 souris B6C3F₁ par sexe ont été exposées à du pentoxyde de divanadium par inhalation (corps entier) à des doses de 0, 1, 2 ou 4 mg/m³ (équivalent à 0, 1,33, 2,66 ou 5,32 mg/kg p.c. par jour, à l'aide d'une conversion de dose par Santé Canada 1994) 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 2 ans (104 semaines). Il y a eu une augmentation du nombre de tumeurs du poumon chez les deux sexes à toutes les doses (mâles : adénome pulmonaire 13/50, 16/50, 26/50 et 15/50 à des doses de 0, 1, 2 ou 4 mg/m³, respectivement; carcinome pulmonaire 12/50, 29/50, 30/50 et 35/50, respectivement; adénome/carcinome pulmonaire combiné 22/50, 42/50, 43/50 et 43/50, respectivement. Femelles : adénome pulmonaire 1/50, 17/50, 23/50 et 19/50, respectivement; carcinome pulmonaire 0/50, 23/50, 18/50 et 22/50, respectivement; adénome/carcinome pulmonaire combiné 1/50, 32/50, 35/50 et 32/50, respectivement). Chez les deux sexes, le nombre de carcinomes et de tumeurs combinées a augmenté de façon importante dans tous les groupes traités.</p> <p>CMENO non néoplasique = 1 mg/m³ d'après une augmentation importante du nombre d'inflammations, de fibroses, d'hyperplasies et de métaplasies pigmentées dans l'appareil</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
	<p>respiratoire (poumons, larynx et nez) des mâles et des femelles. On a constaté un certain nombre de ces effets irritatifs locaux à toutes les doses et la gravité augmentait avec l'augmentation de l'exposition. Parmi les autres effets non néoplasiques, il y a eu une augmentation importante du nombre d'hyperplasies des ganglions lymphatiques des bronches chez les femelles à toutes les doses, avec une tendance positive non significative chez les mâles, une diminution du poids corporel moyen chez les femelles à toutes les doses et chez les mâles à une dose de 2 mg/m³ et plus, une respiration anormale à une dose de 2 mg/m³ et plus et une diminution importante de la survie chez les mâles dans le groupe de l'exposition la plus élevée (NTP, 2002; Ress <i>et al.</i> 2003).</p> <p>Étude par inhalation chez les rats : Des groupes de 50 rats F-344 de chaque sexe ont été exposés à du pentoxyde de divanadium par inhalation (corps entier) à des doses de 0, 0,5, 1 ou 2 mg/m³ (équivalant à 0, 0,16, 0,31 ou 0,62 mg/kg p.c. par jour, à l'aide d'une conversion de dose par Santé Canada (1994) 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 2 ans (104 semaines). Il y a eu une augmentation des tumeurs du poumon chez les mâles à toutes les doses (adénome pulmonaire 4/50, 8/49, 5/48 et 6/50 à des doses de 0, 0,5, 1 ou 2 mg/m³, respectivement ; carcinome pulmonaire 0/50, 3/49, 1/48 et 3/50, respectivement; adénome/carcinome pulmonaire combiné 4/50, 10/49, 6/48 et 9/50, respectivement). Même s'il n'est pas statistiquement significatif, le nombre de carcinomes et d'adénomes/carcinomes combinés à des doses de 0,5 et 2 mg/m³ dépassait les plages historiques du NTP chez les témoins (0 à 4 et 0 à 14 %, respectivement). L'augmentation négligeable du nombre de tumeurs du poumon chez les femelles (adénome pulmonaire 0/49, 3/49, 1/50 et 0/50 à des doses de 0, 0,5, 1 ou 2 mg/m³, respectivement ; carcinome pulmonaire 0/50, 0/49, 0/50 et 1/50, respectivement; adénome/carcinome pulmonaire combiné 0/49, 3/49, 1/50 et 1/50, respectivement) n'a pas été statistiquement significatif et ne s'est pas produit d'une façon reliée à la concentration, mais le nombre d'adénomes et d'adénomes/carcinomes combinés à une dose de 0,5 mg/m³ se trouvait à la limite supérieure de l'étendue pour les témoins historiques (0 à 6 %).</p> <p>CMENO non néoplasique = 0,5 mg/m³ d'après une augmentation significative du nombre d'inflammations, de fibroses et d'hyperplasies dans l'appareil respiratoire (poumons, larynx et nez) des mâles et des femelles. Un certain nombre de ces effets irritatifs locaux ont été constatés à toutes les doses et la gravité augmentait avec la concentration de l'exposition. Parmi les autres effets non néoplasiques, il y a eu une augmentation importante du nombre de néphropathies chez les mâles exposés à des doses de 1 mg/m³ et plus, et une diminution négligeable du poids corporel moyen chez les femelles à une dose de 2 mg/m³ (NTP, 2002; Ress <i>et al.</i>, 2003).</p> <p>Autre étude par inhalation : Des groupes de 62 à 84 souris albinos Kunming mâle et femelle ont été exposés à du pentoxyde de divanadium par inhalation à des doses de 0, 0,5, 2 ou 8 mg/m³ (équivalent à 0, 0,67, 2,66 ou 10,64 mg/kg p.c. par jour, à l'aide d'une conversion de dose par Santé Canada, 1994) 4 heures par jour pendant 1 an. Aucune tumeur n'a été constatée à des doses de 0 ou 0,5 mg/m³. Des tumeurs papillomateuses et adénomateuses ont été signalées dans les poumons de 2/79 et 3/62 souris exposées à des doses de 2 et 8 mg/m³, respectivement (Yao <i>et al.</i>, 1986a).</p> <p>Aucune étude par voie orale ou cutanée n'a été recensée.</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Toxicité pour la reproduction (pentoxyde de divanadium)	<p>Plus faible DMENO concernant la toxicité pour la reproduction : 2,8 mg/kg p.c. par jour fondé sur une baisse du taux de grossesse de 52 % chez les femelles non traitées accouplées à des souris mâles CD-1 (15 à 20 par groupes) exposées à des doses de 0 ou 8,5 mg/kg p.c. par voie intrapéritonéale (mâles traités aux trois jours pendant 60 jours avant l'accouplement) comparativement aux femelles non traitées accouplées à des mâles témoins. On a constaté une diminution du nombre de spermatozoïdes chez les mâles traités pendant 20 jours ou plus. Une réduction marquée de la motilité du sperme a été observée avec la progression du traitement et une augmentation importante du pourcentage d'anomalies morphologiques dans les spermatozoïdes après 50 à 60 jours de traitement a également été observée (Altamirano-Lozano <i>et al.</i>, 1996).</p> <p>Aucune autre étude par voie orale n'a été identifiée.</p> <p>Aucune étude d'exposition par inhalation ou par voie cutanée n'a été recensée.</p>
Toxicité pour le développement (pentoxyde de divanadium)	<p>Plus faible DMENO par voie orale= 9 mg/kg p.c. par jour, d'après les anomalies du squelette chez les fœtus de rates Wistar enceintes (18 à 21 par groupes qui ont reçu par gavage, pendant les jours 6 à 15 de la gestation, des doses de 0, 1, 3, 9 ou 18 mg/kg p.c. par jour (aucun des résultats n'a été signalé par portée, de sorte qu'il est difficile d'interpréter les résultats). DMENO concernant la toxicité pour la mère = 9 mg/kg p.c. par jour d'après une diminution du gain de poids corporel maternel (Yang <i>et al.</i>, 1986a).</p> <p>Autre étude orale : Altamirano-Lozano <i>et al.</i>, 1996</p> <p>Aucune étude d'exposition par inhalation ou par voie cutanée n'a été recensée.</p>
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vivo</i> (pentoxyde de divanadium)	<p>Dommages à l'ADN (essai comète)</p> <p>Résultats négatifs : moelle osseuse, souris mâle CD-1; voie intrapéritonéale (0, 5,75, 11,5 et 23 mg/kg p.c., injection simple) (Altamirano-Lozano <i>et al.</i>, 1993, 1996, 1999).</p> <p>Résultats négatifs : Cellules bronchioloalvéolaires (BAL) et cellules pulmonaires; souris B6C3F1 femelles; par voie nasale seulement (0, 0,25, 1 et 4 mg/m³, 6 heures par jour pendant 16 jours) (Schuler, 2010).</p> <p>Résultats positifs : testicules, foie, reins, poumons, rate, cœur; souris mâle CD-1; voie intrapéritonéale (0, 5,75, 11,5 et 23 mg/kg p.c. injection simple) (Altamirano-Lozano <i>et al.</i>, 1993, 1996, 1999).</p> <p>Micronoyaux</p> <p>Résultats négatifs : cellules du sang périphérique; souris mâles et femelles B6C3F1; par inhalation (0, 1, 2, 4, 8 ou 16 mg/m³, 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 3 mois (NTP, 2002).</p> <p>Résultats négatifs : moelle osseuse : souris 615 <i>et albinos</i> Kunming; voie orale (0, 1, 3, 6 ou 11 mg/kg p.c. par jour, 6 semaines) (Si <i>et al.</i>, 1982; Yang <i>et al.</i>, 1986b, 1986c; Sun <i>et al.</i>, sans date).</p> <p>Résultats positifs : moelle osseuse, souris 615 <i>et albinos</i> Kunming; inhalation (0, 0,5, 2 ou 8 mg/m³, durée non précisée), voie intrapéritonéale (0, 0,2, 2 ou 6 mg/kg p.c. par jour, 5 jours), voie sous cutanée (0, 0,25, 1 ou 4 mg/kg p.c. par jour, 6 jours par semaine, pendant 5 semaines) (Si <i>et al.</i>, 1982; Yang <i>et al.</i>, 1986b, 1986c; Sun <i>et al.</i>, sans date).</p> <p>Essai de létalité dominante</p> <p>Résultats positifs : souris mâles CD-1; voie intrapéritonéale (0 ou 8,5 mg/kg p.c. tous les trois jours pendant 60 jours; 0 ou 2,8 mg/kg p.c. par jour) (Altamirano-Lozano <i>et al.</i>, 1996).</p> <p>Échange de chromatides sœurs</p> <p>Résultats négatifs : cellules de la moelle osseuse; souris mâles CD-1; voie</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
	<p data-bbox="448 237 1422 296">intrapéritonéale (0, 5,75, 11,5 et 23 mg/kg p.c., injection simple) (Altamirano-Lozano <i>et al.</i>, 1993, 1996, 1999).</p> <p data-bbox="448 327 1422 359">Mutation K-<i>ras</i> et pertes alléliques sur le chromosome 6</p> <p data-bbox="448 359 1422 434">Résultats positifs : néoplasmes du poumon; souris mâles et femelles B6C3F1; inhalation (0, 1, 2 ou 4 mg/m³, 6 par jour, 5 jours par semaine, pendant 2 ans) (NTP, 2002).</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i> (pentoxyde de divanadium)	<p>Mutagenicité chez les bactéries</p> <p>Résultats négatifs : <i>Salmonella typhimurium</i>, souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538 avec et sans activation (Si <i>et al.</i>, 1982).</p> <p>Résultats négatifs : <i>S. typhimurium</i>, souches TA97, TA98, TA100, TA102 et TA1535 avec et sans activation de S9 chez le rat ou le hamster (NTP, 2002).</p> <p>Résultats négatifs : <i>S. typhimurium</i>, souches TA98, TA100, TA1535, TA1537, TA1538 sans activation métabolique (Kada <i>et al.</i>, 1980).</p> <p>Résultats négatifs : <i>Escherichia coli</i>, souches WP2 et WP2hcr sans activation métabolique (Kada <i>et al.</i> 1980).</p> <p>Résultats négatifs : <i>E. coli</i>, souches ND-160 et MR 102 avec et sans activation (Si <i>et al.</i> 1982).</p> <p>Résultats positifs : <i>E. coli</i>, souches WP2, WP2uvrA et CM891 avec et sans activation (Si <i>et al.</i>, 1982).</p> <p>Résultats positifs : <i>Bacillus subtilis</i>, souches H17 et M45 sans activation métabolique (Kada <i>et al.</i>, 1980).</p> <p>Induction de micronoyaux</p> <p>Résultats positifs : Cellules V79 du hamster chinois en l'absence d'activation métabolique (Zhong <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Induction d'aneuploïdie</p> <p>Résultats positifs : Augmentations liées à la dose des lymphocytes humaines hyperdiploïdes en l'absence d'activation métabolique (Ramirez <i>et al.</i>, 1997).</p> <p>Essais sur la dépolymérisation et la polymérisation du microtubule</p> <p>Résultats positifs : Inhibition de la polymérisation de la tubuline et induction de la dépolymérisation de la tubuline dans les lymphocytes humains en l'absence d'activation métabolique (Ramirez <i>et al.</i>, 1997).</p> <p>Domages à l'ADN (essai « comète »)</p> <p>Résultats négatifs : Cellules épithéliales de la muqueuse humaine (du cornet nasal inférieur) (Kleinsasser <i>et al.</i>, 2003).</p> <p>Résultats positifs : Lymphocytes humains (du sang périphérique) (Kleinsasser <i>et al.</i>, 2003).</p> <p>Résultats positifs : lymphocytes humains (Rojas <i>et al.</i>, 1996).</p> <p>Essai d'aberrations chromosomiques</p> <p>Résultats négatifs : Lymphocytes humains en l'absence d'activation métabolique (Roldan et Altamirano, 1990).</p> <p>Essai de mutation génique</p> <p>Résultats négatifs : Cellules V79 du hamster chinois en l'absence d'activation métabolique (Zhong <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Essai d'échange de chromatides sœurs</p> <p>Résultats négatifs : Cellules V79 du hamster chinois (Zhong <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Résultats négatifs : Lymphocytes humains (Sun, sans date).</p> <p>Résultats négatifs : Lymphocytes humains (Roldan et Altamirano, 1990).</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Études sur les humains (pentoxyde de divanadium)	
	Les études les plus rigoureuses sur des humains sont décrites ci-dessous. Plusieurs autres études épidémiologiques par inhalation sont décrites dans PISC (2001), mais des expositions mixtes à d'autres produits chimiques peuvent s'être produites dans ces études.
Études cliniques sur des humains	Neuf volontaires en santé ont été exposés à du pentoxyde de divanadium dans une enceinte d'exposition. Les volontaires ont été séparés en trois groupes : deux volontaires exposés à de la poussière de pentoxyde de divanadium à raison de 0,1 mg/m ³ (taille des particules inférieure à 5 µm) pendant 8 heures, cinq volontaires ont été exposés à 0,25 mg/m ³ de pentoxyde de divanadium pendant 8 heures et deux volontaires ont été exposés à 1 mg/m ³ pendant 8 heures. Les volontaires exposés à 0,1 mg/m ³ ont produit des quantités considérables de mucus dans les 24 heures qui ont suivi l'exposition. Il était facilement dégagé par une faible toux, il a augmenté après 48 heures, puis s'est atténué dans les 72 heures et a complètement disparu au bout de 4 jours. Une toux dépendant de la dose a été induite à 0,25 mg/m ³ et plus. Une exposition accidentelle à un « lourd nuage » de poussière de pentoxyde de divanadium (concentration non connue) pendant 5 minutes a entraîné une expectoration, des râles, une expiration sifflante et une toux (Zenz et Berg, 1967).
Études observationnelles	<p>Une étude a examiné 24 travailleurs mâles exposés en milieu de travail à des doses de 0,2 à 0,9 mg/m³ de pentoxyde de divanadium pendant au moins 6 mois (période de mesure non précisée) de deux centres différents. Il s'agissait de travailleurs d'un âge correspondant avec 45 sujets témoins des mêmes régions. Dans le groupe exposé, on a signalé une irritation des yeux, du nez et de la gorge chez 62,5 % (comparativement à 6,6 % chez les témoins), une toux chez 83,4 % (33,3 % chez les témoins), une expectoration chez 41,5 % (13,3 % chez les témoins), et une respiration sifflante chez 16,6 % (0 % chez les témoins). Parmi les constatations physiques, mentionnons les respirations sifflantes, les râles ou râles continus chez 20,8 % (0 % chez les témoins), une hyperhémie du pharynx et de la muqueuse nasale chez 41,5 % (4,4 % chez les témoins) et une « langue verte » chez 37,5 % (0 % chez les témoins). Il y a une incertitude quant à savoir les niveaux ou la durée d'exposition qui ont provoqué les effets. Toutefois, les résultats viennent renforcer la notion d'exposition au pentoxyde de divanadium qui cause un effet sur l'appareil respiratoire (Lewis, 1959).</p> <p>Des travailleurs (18 mâles), ont été examinés après avoir été exposés à divers degrés à de la poussière de pentoxyde de divanadium en sus de 0,5 mg/m³ (mesurés pendant 24 heures) au cours d'un procédé de bouletage. Trois des hommes qui ont été les plus lourdement exposés ont développé une irritation respiratoire (toux sèche et persistante, mal de gorge, inflammation de la gorge) et irritation des yeux (légère conjonctivite). À la reprise du travail, après une période de 3 jours libres d'exposition, les symptômes sont revenus en l'espace de 0,5 à 4 heures, avec beaucoup plus d'intensité qu'auparavant, malgré l'utilisation d'un équipement de protection des voies respiratoires. Après deux semaines, tous les travailleurs, même ceux principalement affectés au travail administratif et au laboratoire, ont développé des symptômes, y compris une rhinopharyngite, une toux quinteuse et une respiration sifflante. D'après ces données, on a conclu que l'exposition au pentoxyde de divanadium peut entraîner une irritation des voies respiratoires et des yeux (Zenz <i>et al.</i>, 1962).</p> <p>En Afrique du Sud, quarante travailleurs mâles d'une usine exposés à du pentoxyde de divanadium pendant des périodes variables ont été examinés lorsqu'ils présentaient des symptômes persistants (toux, dyspnée) sur une période d'étude de 24 mois. On a évalué l'exposition en mesurant le pentoxyde de divanadium ambiant sur 7 jours au cours d'une période d'étude de 24 mois. On a constaté que l'exposition au pentoxyde de divanadium variait de moins de 0,05 mg/m³ à 1,53 mg/m³. Les examens des travailleurs comportaient</p>

Paramètres ultimes	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
	<p>ce qui suit : 1) numérotation globulaire et IgE dans le sérum, 2) tests cutanés allergéniques par voie intracutanée, 3) spirométrie et 4) bronchoprovocation par inhalation d'histamine ou défi sportif. Douze des 40 travailleurs ont eu de l'hyperréactivité bronchique (BHR), tandis que la BHR était normale chez 12 sujets compagnons d'âge correspondant. Chez 10 travailleurs, on a diagnostiqué la BHR par inhalation d'histamine (PC20 0,25-1,82 mg/mL, nL > 8,0 mg/mL), et chez six des travailleurs, l'anomalie a été grave (PC20 < 0,5 mg/mL). Deux autres travailleurs ont eu une BHR par défi sportif (FEV1, 600 mL/30 % et 770 mL/18 % avant et après l'exercice). Après avoir été retirés de l'exposition, 9 des 12 sujets sont revenus pour un suivi de 5 à 23 mois plus tard. Dans un des cas, la BHR avait empiré, elle était toujours présente quoique moins grave chez cinq d'entre eux et avait disparu chez un sujet. Les mesures de spirométrie de base étaient normales chez sept sujets et seulement légères chez les cinq autres sujets du groupe des 12 avec la BHR. D'après ces données, les auteurs de l'étude concluent que le V₂O₅ inhalé induit la BHR et l'asthme chez des sujets qui n'avaient auparavant aucune maladie pulmonaire et que cette anomalie peut persister jusqu'à 23 mois après une exposition (Irsigler <i>et al.</i>, 1999).</p> <p>Trois cas d'allergie de la peau induite par le pentoxyde de divanadium ont été signalés et confirmés par des tests épicutanés (Proctor <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Barth <i>et al.</i> (2002) ont réalisé une étude neurocomportementale chez 49 travailleurs mâles exposés en milieu de travail à du pentoxyde de divanadium pendant une durée moyenne de 12,2 ans (plage de 0,5 à 31 ans). 49 témoins employés à la scierie sans exposition au pentoxyde de divanadium ou à une autre neurotoxine connue ont été inclus dans l'étude. Aucune donnée sur l'exposition n'a été fournie, mais le groupe exposé a eu une concentration moyenne de vanadium dans l'urine de 14,4 µg/L (plage de 2,1 à 95,3) et une concentration moyenne de vanadium dans le sérum de 7,5 µg/L (plage de 2,2 à 46,4). Chez les témoins, les valeurs moyennes étaient inférieures à 1 µg/L pour les deux paramètres. Dans six tests du comportement neurologique, le groupe exposé a obtenu des notes inférieures dans deux tests (capacité visuospatiale et attention). Ces anomalies ont été corrélées à des niveaux de pentoxyde de divanadium dans l'urine et le sérum.</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	<p>Aucune incidence des dommages à l'ADN (essai « comète ») et adduits d'ADN dans les leucocytes et aucune augmentation de la fréquence d'échanges de chromatides sœurs (SCE) dans les lymphocytes de 49 travailleurs mâles exposés en milieu de travail par inhalation ou par voie cutanée à du pentoxyde de divanadium (12 témoins non exposés de la même usine) pendant 12,4 années (plage de 0,5 à 31); niveaux d'exposition non donnés, mais la concentration médiane dans le sérum de vanadium élémentaire dans le groupe exposé était de 5,4 µg/L (plage de 2,2 à 46,4) comparativement à 2,54 (plage de 1,01 à 12,5) chez les témoins (Ivancsits <i>et al.</i>, 2002).</p> <p>L'incidence des dommages à l'ADN (essai « comète ») dans les leucocytes et augmentation statistiquement significative de l'incidence de différents paramètres d'instabilité chromosomale comme les micronoyaux, les ponts nucléoplasmiques et les bourgeons nucléaires dans les lymphocytes de 52 travailleurs mâles exposés en milieu de travail à du pentoxyde de divanadium par inhalation. On a utilisé comme témoins 52 directeurs de prison non exposés. Les niveaux d'exposition n'ont pas été donnés, mais la concentration médiane de vanadium élémentaire dans le sérum pour le groupe exposé était de 2,2 µg/L (plage de 1,54 à 3,89) comparativement à 0,3 (plage de 0,24 à 0,39) chez les témoins. La durée d'exposition moyenne n'est pas connue (Ehrlich <i>et al.</i>, 2008).</p>

¹ DL₅₀ = dose létale médiane;

DMEO/CMEO = dose/concentration minimale avec effet observé;

DMENO/CMENO = dose/concentration minimale avec effet nocif observé;

DSENO/CSENO = dose/concentration sans effet nocif observé.