



Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine

CHROME TRIVALENT, HEXAVALENT ET TOTAL

Les Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (RCQSo) sont des concentrations numériques ou des énoncés circonstanciés indiquant les niveaux de substances toxiques ou d'autres paramètres dans les sols qui sont recommandés pour maintenir, améliorer ou protéger la qualité de l'environnement ou la santé humaine¹. Elles sont élaborées selon les procédures décrites dans le *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine* (Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2006) afin de garantir des valeurs scientifiquement défendables et uniformes dans tout le Canada.

Les RCQSo présentées dans le présent feuillet d'information sont destinées à servir d'orientation générale. Les conditions propres au site doivent être prises en compte lors de l'application de ces valeurs. Voir CCME (1996) pour obtenir des conseils précis sur l'élaboration d'objectifs de qualité des sols spécifiques au site ou consulter les autorités locales pour connaître les procédures de mise en œuvre applicables. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2006) fournit d'autres orientations pour la mise en œuvre des recommandations générales. Les recommandations pour la qualité des sols (RQSo) sont calculées pour se rapprocher d'un niveau sans effet ou à faible effet (soit un niveau seuil) en se fondant uniquement sur l'information toxicologique et d'autres données scientifiques (devenir, comportement, etc.) disponibles concernant la substance concernée. Les recommandations ne tiennent pas compte des facteurs socioéconomiques ou technologiques. Les gestionnaires de site doivent tenir compte de ces facteurs non scientifiques en fonction de chaque lieu dans le cadre du processus de gestion des risques.

Le présent feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (RCQSo_{SH}) concernant le chrome trivalent (Cr(III)) et le chrome hexavalent (Cr(VI)) ainsi que les recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement (RCQSo_E) concernant le chrome total (Cr(T)) et le Cr(VI) (tableau 1 et tableau 2). Les RCQSo_{SH} ont été élaborées en fonction du protocole du CCME de 2006. Les RCQSo_E ont été élaborées en fonction du protocole du CCME de 1996. Des documents scientifiques complémentaires décrivent les calculs des RCQSo_{SH} (CCME, 20XX) et des RCQSo_E (CCME, 1999).

Dans de nombreuses circonstances, seules des données concernant le Cr(T) dans le sol sont disponibles. Ces données peuvent être comparées aux RCQSo_E pour le Cr(T) ou aux RCQSo_{SH}

¹ Les recommandations pour les sols et les données utilisées pour les calculer sont, par convention, toujours exprimées en poids sec afin de permettre la normalisation des données. En cas de doute ou si le document scientifique ne précise pas si le poids humide ou sec est utilisé, il est conseillé au lecteur de consulter les références fournies.

32 pour le Cr(III), car la majorité du chrome (Cr) présent dans l'environnement l'est normalement
 33 sous forme de composés du Cr(III). Les RCQSoE concernant le Cr(T) devraient protéger les sites
 34 où le Cr(VI) ne représente qu'une petite partie des espèces de chrome. La mesure analytique du
 35 Cr(VI) dans le sol est fortement recommandée pour tout site potentiellement contaminé par des
 36 activités impliquant du Cr(VI).

37 **Tableau 1 – Recommandations pour la qualité des sols concernant le chrome hexavalent dans les**
 38 **sols de surface (mg·kg poids sec [ps]⁻¹)^a**

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ Parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation^b	0,4	0,4	1,4	1,4
RCQSoSH				
RSC de 10 ⁻⁶	18	18	18	18
RSC de 10 ⁻⁵	70	70	106	174
RCQSoE ^c	0,4	0,4	1,4	1,4

Remarques : RCQSoE = recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement;
 RCQSoSH = recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine; RSC = risque
 supplémentaire de cancer à vie.

^a Voir le tableau 6 pour plus de détails sur la sélection des RCQSoSH et des RCQSoE, y compris les valeurs des composants et les
 valeurs de vérification.

^b Les données sont adéquates et suffisantes pour effectuer le calcul permettant de déterminer une RCQSoSH et une RCQSoE
 provisoire. La recommandation pour la qualité des sols correspond à la plus faible des deux valeurs et la RCQSoSH représente
 une recommandation entièrement intégrée.

^c RCQSoE provenant du CCME (1999, mise à jour).

39 **Tableau 2 – Recommandations pour la qualité des sols concernant le chrome trivalent et le chrome**
 40 **total dans les sols de surface (mg·kg ps⁻¹)^a**

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ Parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation^b	64	64	87	87
RCQSoSH [Cr(III)]	26 000	26 000	86 000	96 000
RCQSoE ^c [Cr(T)]	64	64	87	87

Remarques : RCQSoE = recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement;
 RCQSoSH = recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine.

^a Voir le tableau 5 pour plus de détails sur la sélection des RCQSoSH et des RCQSoE, y compris les valeurs des composants et les
 valeurs de vérification.

^b Les données sont adéquates et suffisantes pour effectuer le calcul permettant de déterminer une RCQSoSH et une RCQSoE. La
 recommandation pour la qualité des sols correspond à la plus faible des deux valeurs et elle représente une recommandation
 entièrement intégrée.

^c RCQSoE provenant du CCME (1999, mise à jour).

41 Information générale

42 Le chrome (CAS 7440-47-3) est un élément naturellement présent dans la nature, bien que le
 43 chrome élémentaire, c'est-à-dire le chrome sous sa forme pure (Cr(0)), ne se trouve pas dans la
 44 nature (Shupack, 1991). Il est plutôt présent sous forme de composés. Le chrome peut exister sous
 45 neuf états d'oxydation différents (de -2 à +6) (Kumral, 2007). Dans les conditions ambiantes, seuls

46 deux états d'oxydation, le Cr(III) et le Cr(VI), sont suffisamment stables pour présenter un risque
47 environnemental ou toxicologique. Le chrome se trouve plus couramment sous forme de Cr(III),
48 dans les milieux environnementaux, et peut être présent dans des minerais tels que la chromite
49 (FeCr_2O_4) (Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2012; Environnement
50 Canada (EC) et Santé Canada (SC), 1994). Le Cr(VI) n'existe à l'état naturel que dans la crocoïte
51 (PbCrO_4) (ATSDR, 2012).

52 La principale source de Cr(VI) dans l'environnement est la pollution anthropique. Il est rarement
53 présent à l'état naturel en raison de son affinité pour la matière organique et d'autres substances
54 réductrices (United States Environmental Protection Agency [US EPA], 1984; Jaworski, 1985;
55 Bartlett et James, 1988; Hammond, 2002). Le Cr(VI) est un puissant agent oxydant et n'est donc
56 pas stable dans l'environnement à moins que le potentiel d'oxydoréduction soit élevé (Rai et coll.,
57 1989). Il forme différents complexes oxo tétraédriques (CrO_4^{2-} , HCrO_4^- , or $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) selon le pH et
58 la concentration de Cr(VI) (Kumral, 2007). En solution, le Cr(VI) existe sous forme d'anion; il est
59 donc assez mobile dans l'environnement (Saleh et coll., 1989).

60 Le chrome n'est généralement présent qu'en quantités infimes (c.-à-d. <3400 mg/kg), avec une
61 concentration moyenne de 125 mg/kg dans la croûte continentale (Adriano, 2001). Le chrome se
62 trouve dans les roches ultrabasiques et basiques, en particulier dans les minéraux feldspathiques
63 (Nriagu et Nieboer, 1988). Parmi les minéraux contenant du chrome comme constituant majeur,
64 la chromite est le plus courant. Les teneurs naturelles en chrome dans les roches ignées varient
65 entre 13 mg/kg (roche granitique) et 1800 mg/kg (roche ultramafique ou basique et protolithe
66 serpentinique) (Brookes, 1987; Oze et coll., 2004).

67 La seule source commerciale de chrome est le minerai de chromite. Environ 95 % des ressources
68 mondiales en chrome se situent au Kazakhstan et en Afrique du Sud (United States Geological
69 Survey [USGS], 2012). Des gisements de chromite extractible ont été découverts à plus de
70 250 endroits au Canada, les ressources en minerai étant estimées à environ 20 millions de tonnes
71 (EC/SC, 1994).

72 Les trois principales applications industrielles du chrome sont les procédés métallurgiques,
73 réfractaires et chimiques. La principale utilisation du chrome dans l'industrie métallurgique est
74 pour la production d'alliages de ferrochrome tels que l'acier inoxydable, l'acier rapide, les fontes
75 spéciales et les alliages non ferreux. Le chrome est utilisé dans la fabrication de briques
76 réfractaires, de revêtements de four, de mortiers, de pisés pour le fer et l'acier d'origine nationale,
77 de ciment Portland, de verre, de béton réfractaire et d'enduit réfractaire pour boucher les pores et
78 assembler les briques réfractaires (Langgård, 1982; US EPA, 1984; Nriagu et Kabir, 1995;
79 ATSDR, 2012).

80 Le chrome est généralement présent sous forme de Cr(III) dans le sol et n'est présent sous forme de
81 Cr(VI) que lorsqu'il existe une source anthropique. Les données recueillies dans le cadre d'études
82 géologiques menés à travers le Canada ont fourni les renseignements utilisés pour déterminer que la
83 concentration de fond dans le sol du Cr(T) est de 42 mg/kg au Canada. Le chrome dans le sol est
84 normalement présent sous forme de Cr(III) comme il s'agit de l'état d'oxydation le plus stable.
85 D'après ces renseignements et les données sur la plage de concentration typique de paramètres
86 chimiques dans le sol de l'Ontario (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1993), on présume

87 une fraction de Cr(VI)/Cr(T) de 2 % pour les sols canadiens. Par conséquent, la concentration de
88 fond dans le sol du Cr(VI) est estimée à 0,84 mg/kg.

89 Les bases de données de trois provinces canadiennes (Ontario, Saskatchewan et Terre-Neuve-et-
90 Labrador) ont été consultées pour obtenir des données sur les concentrations de fond dans l'eau
91 potable. En fonction des données disponibles, on a estimé une concentration de fond de chrome dans
92 l'eau potable canadienne de 1,49 µg/L (moyenne arithmétique, écart-type = 3,4 µg/L, n = 14 633).

93 Le CCME (2016) recommande des méthodes d'analyse pour le Cr(T) et le Cr(VI). La teneur en
94 Cr(III) est calculée à partir de la différence entre le Cr(T) et le Cr(VI). Lorsque l'on déclare les
95 limites de détection de la méthode (LDM) ou les limites des données de laboratoire (LDL) pour
96 les échantillons déterminés avec ces limites, on utilise normalement les LDM et les LDL pour le
97 Cr(T). Cependant, si le Cr(VI) est $\geq 1/3$ du Cr(T), la confiance à l'égard de la détection est réduite
98 et la limite de détection doit être augmentée pour tenir compte de cette incertitude. Voir CCME
99 (2016) pour obtenir des orientations.

100 **Devenir environnemental et comportement dans le sol**

101 Le chrome est présent naturellement en quantités infimes dans les roches et les sols sous forme de
102 phases solides de Cr(III) relativement inertes. Il est libéré dans l'environnement aquatique en
103 quantités limitées par l'altération et l'érosion de ces matériaux. La pollution anthropique est l'autre
104 principale majeure de chrome dans l'environnement et la principale source de Cr(VI). En tant
105 qu'élément, le chrome n'est pas biodégradable et, par conséquent, est persistant dans
106 l'environnement (Bartlett, 1991; ATSDR, 2012).

107 La quasi-totalité du chrome présent dans les sols, à l'exception de ceux qui sont contaminés par
108 du Cr(VI) (Bartlett et James, 1988; Katz et Salem, 1994), dans les sédiments, sauf ceux situés juste
109 sous l'interface des eaux aérobies sus-jacentes (Nriagu et coll., 1993), et dans les tissus biologiques
110 (Bartlett et James, 1988; Nriagu et coll., 1993) est habituellement sous forme de Cr(III).
111 Cependant, le Cr(VI) est la forme dominante de chrome dissous dans les eaux de surface
112 (SC 2016). On suppose généralement que le Cr(III) est peu susceptible d'être présent dans les eaux
113 de pH ≥ 5 en raison de la faible solubilité de l'oxyde hydraté (SC, 1986). La teneur en Cr(III)
114 pourrait néanmoins être élevée dans certaines eaux anoxiques profondes et dans les eaux recevant
115 des décharges directes d'eaux usées contenant du Cr(III).

116 Les processus d'oxydation et de réduction du chrome doivent être pris en compte dans l'évaluation
117 des risques. Outre les paramètres modificateurs standards (pH, matière organique et capacité
118 d'échange cationique), l'état d'oxydation (valence) de l'espèce de chrome détermine sa mobilité,
119 sa biodisponibilité, sa cinétique d'absorption et sa toxicité, et donc le risque d'exposition global.
120 La différence entre la toxicité observée des espèces de Cr(VI) et de Cr(III) est largement attribuable
121 à des différences de biodisponibilité. Dans l'environnement, le Cr(III) tend à s'associer à des
122 substances en phase solide relativement inertes, tandis que le Cr(VI) tend à former des composés
123 plutôt solubles et ne s'adsorbe pas facilement sur les particules (EC/SC, 1994). Le Cr(III) peut
124 donc s'accumuler et persister dans les sédiments et les sols, mais il se peut que sa disponibilité
125 d'absorption par les biotes soit limitée. Cependant, les formes labiles de Cr(III) peuvent être
126 oxydées photochimiquement en Cr(VI) dans les eaux de surface aérobies. Le Cr(VI), en revanche,

127 peut persister sous des formes biodisponibles dans les eaux de surface aérobie et dans les eaux
128 interstitielles du sol (EC/SC, 1994), bien qu'il ait tendance à être réduit à la forme moins mobile
129 de Cr(III) en conditions anaérobies.

130 Le devenir du chrome dans les sols dépend fortement de sa spéciation, qui est une fonction du
131 potentiel d'oxydoréduction et du pH du sol (ATSDR, 2012). Le Cr(III) domine dans la plupart des
132 sols non pollués, principalement sous forme d'hydroxydes et d'oxydes insolubles et adsorbés aux
133 particules (Bartlett et James, 1988; Katz et Salem, 1994; Puls et coll., 1994; McGrath, 1995), et
134 est considéré comme relativement immobile et stable dans la plupart des sols (CCME, 1999). Les
135 solides du Cr(III) montrent une sorption et une immobilisation accrues avec l'augmentation du pH
136 du sol (pratiquement insoluble à un pH >4) (Puls et coll., 1994; CCME, 1999).

137 Relativement peu d'oxydants sont connus pour intervenir dans la conversion du Cr(III) en Cr(VI)
138 dans les sols, et seul un petit pourcentage du Cr(III) dans les sols est normalement présent sous des
139 formes oxydables (Bartlett et James, 1988). Le taux d'oxydation augmente avec la diminution du
140 pH et l'augmentation des rapports surface-volume (Eary et Rai, 1989). L'oxydation abiotique du
141 Cr(III) en Cr(VI) est également facilitée par la présence d'humidité et de petites quantités de
142 matière organique (Bartlett, 1991; Panichev et coll., 2008).

143 Les solides du Cr(VI), à l'exception du chromate de baryum (BaCrO_4), sont solubles et très
144 mobiles dans les sols (Bartlett et James, 1988). Le Cr(VI) ajouté aux sols ou formé dans ceux-ci
145 peut être éliminé de la solution du sol par absorption dans des organismes vivants, par adsorption,
146 par réduction en Cr(III) ou par lixiviation, ce qui entraîne son transfert vers les eaux souterraines
147 où il est assez stable et peut avoir un temps de séjour élevé (Prokisch et coll., 1997; Bartlett et
148 James, 1988).

149 Le Cr(VI) est adsorbé par les minéraux argileux (Rai et coll., 1989; Zachara et coll., 1989).
150 L'adsorption du Cr(VI) augmente avec la diminution du pH en raison de la protonation des sites
151 hydroxyles de surface sur l'argile (Zachara et coll., 1988; 1989). L'adsorption peut inhiber ou
152 empêcher complètement la réduction du Cr(VI) en Cr(III) dans certains sols (Bartlett et
153 James, 1988). Les facteurs qui influencent la réduction du Cr(VI) en Cr(III) dans le sol
154 comprennent le pH du sol, la présence de donneurs d'électrons et la teneur en oxygène dans le sol.
155 La réduction du Cr(VI) augmente lorsque le pH du sol diminue (Bartlett et Kimble, 1976;
156 Bloomfield et Pruden, 1980; McGrath, 1995; Bartlett, 1991; Eary et Rai, 1991). L'absence de
157 donneurs d'électrons appropriés ralentit considérablement la réduction du Cr(VI) en Cr(III) dans
158 les sols (Palmer et Wittbrodt, 1991). La réduction du Cr(VI) est accrue dans des conditions
159 anaérobies (Bloomfield et Pruden, 1980; Bartlett, 1991; Losi et coll., 1994a). On pense que
160 l'oxygène inhibe la réduction du Cr(VI) par compétition directe pour les donneurs d'électrons
161 (Losi et coll., 1994b). Par conséquent, les sols saturés d'eau peuvent favoriser la réduction en
162 raison de la diminution de la concurrence de l' O_2 et en raison de la diminution du pH du sol (Losi
163 et coll., 1994a; 1994b).

164 Une analyse documentaire a permis de déterminer les données sur les concentrations de chrome
165 différencié dans les milieux environnementaux. D'après l'analyse de ces données, les rapports
166 Cr(VI)-Cr(T) ont été estimés pour les milieux environnementaux. Ils ont été utilisés pour calculer
167 les doses journalières estimées pour la population humaine afin d'établir les RCQSo concernant le

168 Cr(VI) et le Cr(III). Les fractions supposées de Cr(VI) et de Cr(III) sont présentées dans le tableau
169 3.

170 **Tableau 3 – Fractions supposées de Cr(III) et de Cr(VI) dans différents milieux environnementaux**
171 **utilisées pour élaborer les RCQSo_{SH}**

Milieu	% de Cr(III)	% de Cr(VI)
Sol	98	2
Eau potable	0	100
Air extérieur	80	20
Air intérieur	80	20
Poussière	90	10
Lait maternel	100	0
Aliment	90	10

172 *Processus microbiens du sol*

173 Fenke (1977) a comparé la toxicité du Cr(III) et du Cr(VI) envers les processus du sol contrôlés
174 par les micro-organismes et a déterminé que le Cr(VI) était un inhibiteur de la nitrification plus
175 efficace que le Cr(III). Le Cr(VI) a temporairement inhibé la nitrification à des concentrations de
176 60 et de 120 mg/kg de poids sec (ps), mais le taux de nitrification est redevenu normal après
177 100 jours d'incubation. Cependant, le traitement avec 240 mg/kg ps de Cr(VI) a inhibé la
178 nitrification au-delà de 100 jours. Par comparaison, une dose de 180 mg/kg ps de Cr(III) a
179 provoqué une légère augmentation de la nitrification entre le jour 14 et le jour 100. Liang et
180 Tabatabai (1978) ont observé que la nitrification était inhibée de 59 à 96 % 10 jours après le
181 traitement dans trois sols différents traités avec 50 µmol de CrCl₃.

182 La concentration efficace médiane (CE₅₀) induisant une réduction de la respiration dans le sol dans
183 cinq types de sols était >5000 mg/kg ps (Doelman et Haanstra, 1984). Skujinš *et coll.* (1986) ont
184 mesuré une CE₅₀ de >200 µg Cr(III)/kg ps pour l'inhibition de la respiration dans le sol après une
185 incubation de 20 jours. Chang et Broadbent (1981) ont observé une diminution de 45 % dans
186 l'évolution cumulative du CO₂ à 50 mg/kg ps. Drucker *et coll.* (1979) ont rapporté que 1 mg
187 Cr(VI)/kg ps réduisait significativement la respiration après 13 jours d'exposition. Après 24 jours,
188 la concentration sans effet observé (CSEO) était de 10 mg Cr(VI)/kg ps, la respiration étant
189 significativement réduite à 100 mg Cr(VI)/kg ps.

190 *Plantes terrestres*

191 Le chrome est une composante naturelle des tissus végétaux, bien que les concentrations varient
192 considérablement selon les différentes espèces végétales, les différents tissus végétaux et les
193 différents types de sols. Les concentrations dans les pousses de plantes cultivées dans des sols non
194 contaminés n'excèdent généralement pas 0,5 mg/kg ps. Des concentrations dans l'ensemble de la
195 plante ≥3 mg/kg ps indiquent une contamination possible ou une accumulation accrue
196 (Williams, 1988; Janus et Krajnc, 1989). Il y a des cas rapportés de plantes qui, croissant dans des
197 sols serpentins, ont accumulé des concentrations de chrome dans les tissus pouvant atteindre
198 100 mg/kg ps, mais les plantes excèdent rarement cette valeur (Brookes, 1987).

199 Bien qu'il ait été clairement établi que le Cr(III) est essentiel à la nutrition animale, il n'a pas été
200 démontré que le chrome soit essentiel aux plantes. Des concentrations détectables de chrome sont

201 présentes dans les plantes, et certaines observations soutiennent que le Cr(III) a des effets
202 stimulants sur la croissance et le rendement des plantes (Mertz, 1969; Organisation mondiale de
203 la Santé [OMS], 1988).

204 De nombreuses études ont démontré que l'absorption du chrome à partir des sols ou des solutions
205 nutritives et sa translocation vers les cellules végétales sont très faibles. Ainsi, les concentrations
206 de chrome dans les portions comestibles de la plante demeurent faibles, et ce, même lorsqu'elles
207 croissent dans un sol contaminé par le chrome (Patterson, 1971; Cunningham et coll., 1975a; b; c;
208 Cary et coll., 1977a; b; Dowdy et Ham, 1977; Lahouti et Peterson, 1979; Sykes et coll., 1981; de
209 Haan et coll., 1985). En général, les racines contiennent des concentrations de chrome plus élevées
210 que les tiges, les feuilles ou les fruits (Williams, 1988).

211 Les symptômes visibles des dommages causés aux plantes par la toxicité du chrome comprennent
212 la chlorose, un retard de croissance, des feuilles recourbées et décolorées, et des systèmes
213 racinaires peu développés (Conseil national de recherches Canada [CNRC], 1976).

214 Les concentrations de Cr(T) les plus faibles dans le sol pour lesquelles des effets phytotoxiques
215 ont été observés sont de 21 et de 31 mg/kg pour les tomates et l'avoine, respectivement, entraînant
216 une réduction de 50 % du rendement (Adema et Henzen, 1989). La germination des graines de
217 radis et de laitue est réduite de 50 % à des concentrations allant de 81 à 397 mg/kg (EC, 1995a;
218 1995b).

219 Les concentrations de Cr(VI) les plus faibles dans le sol pour lesquelles des effets phytotoxiques
220 ont été observés sont de 1,8 et de 6,8 mg/kg pour la laitue et les tomates, respectivement, ce qui a
221 entraîné une réduction du rendement de 50 % (Adema et Henzen, 1989). Des réductions de 50 %
222 pour plusieurs paramètres de croissance ont été observées à des concentrations allant de 1,8 à
223 67 mg Cr(VI)/kg.

224 *Invertébrés terrestres*

225 Les métaux lourds sont généralement absorbés à travers les parois intestinales. Certains métaux
226 (p. ex., le plomb) sont également absorbés par la peau. Hall (1988) a avancé que l'enveloppe
227 mucoïde entourant le ver de terre *Acini fatuity* peut lier et retenir les métaux lourds. En fait, il se
228 peut que ce mucus prévienne l'exposition cuticulaire aux métaux lourds (Hall, 1988).

229 Ma (1982) a étudié l'absorption de métaux lourds par trois espèces de vers de terre (*Allolobophora*
230 *caliginosa*, *Lubricus rubellus* et *Dendrobaena rubida*) dans six sols différents. Le chrome s'est
231 comporté de manière similaire dans tous les sols et ne s'est accumulé de façon importante dans
232 aucune des trois espèces de vers. Ma a conclu que la faible accumulation de chrome découlait de
233 sa biodisponibilité réduite pour les vers de terre.

234 Van Gestel *et coll.* (1993) ont examiné la bioaccumulation et l'élimination du nitrate de Cr(III),
235 ou Cr(NO₃)₃, chez le ver de terre *Esenia andrei* dans un substrat de sol artificiel. Les concentrations
236 tissulaires (allant de 0,8 à 18 mg/kg ps) aux trois niveaux de chrome les plus élevés étaient très
237 différentes de celles des vers de terre témoins. Les valeurs du facteur de bioconcentration variaient
238 entre 0,031 et 0,19 (de la dose la plus faible à la plus élevée) pour les vers exposés et étaient de

239 0,048 dans le sol témoin. À la fin de la période de récupération de trois semaines, les concentrations
240 de chrome étaient redevenues normales dans tous les groupes (de 0,3 à 1,1 mg Cr/kg ps).

241 La croissance et la production du cocon du ver de terre *Eisenia andrei* étaient considérablement
242 réduites à 1000 mg de nitrate de Cr(III)/kg ps (Van Gestel et coll., 1992). Les concentrations dans
243 les sols entraînant une mortalité de 50 % chez le ver de terre *Eisenia fetida* variaient de 671 à
244 1400 mg/kg (EC, 1995a; 1995b).

245 Aucune étude portant sur les effets toxicologiques du Cr(VI) sur les invertébrés du sol n'a été
246 trouvée.

247 *Bétail et faune sauvage*

248 L'ingestion de nourriture est la source principale d'exposition au chrome pour les oiseaux et les
249 mammifères sauvages. L'absorption gastro-intestinale de chrome est généralement faible (Taylor
250 et Parr, 1978; Halford et coll., 1983). Les composés du Cr(VI) sont généralement absorbés plus
251 efficacement par le tractus gastro-intestinal (2 à 10 % de la dose) que les composés inorganiques
252 de Cr(III) [0,5 à 3 %].

253 En général, l'inhalation représente une voie d'absorption moins importante que les sources
254 alimentaires. Cependant, l'absorption de chrome inhalé semble être plus importante que
255 l'absorption de chrome ingéré. Approximativement 12 % du Cr(III) inhalé et 30 % du Cr(VI) sont
256 absorbés par l'épithélium des poumons (Outridge et Scheuhammer, 1993).

257 À la suite d'une exposition au Cr(III) par voie orale, le foie est le principal site d'accumulation du
258 chrome. À l'opposé, le Cr(VI) se répartit plus largement dans les reins, la rate, le foie, les poumons
259 et les os (Outridge et Scheuhammer, 1993). L'exposition prolongée au chrome entraîne une
260 accumulation importante de chrome dans les tissus osseux (Fitzgerald et coll., 1985).

261 Peu d'études ont traité des effets toxicologiques du chrome sur la faune, les oiseaux ou le bétail
262 observés dans des essais contrôlés, et aucune de ces études n'a porté sur l'exposition d'animaux à
263 partir du sol.

264 Les doses sans effet nocif observé (DSENO) pour le chrome vont de 5,5 mg/kg de poids corporel
265 (PC) par jour pour des changements histopathologiques chez les chiens, les chats et les lapins à
266 200 mg/kg de poids frais pour le stimulus de peur chez les canards noirs (EC, 1999).

267 **Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire**

268 Le Cr(III) et le Cr(VI) sont absorbés par voie orale, par inhalation et par voie cutanée. La quantité
269 de chrome absorbée dans le sang et finalement distribuée dans les tissus dépend de l'état
270 d'oxydation (Cr(III) par rapport au Cr(VI)), de la voie d'exposition, des propriétés chimiques et
271 physiques (p. ex., solubilité, taille des particules), des caractéristiques physiologiques de l'individu
272 exposé (p. ex., âge, pH gastrique) et, dans le cas d'une absorption orale, des interactions avec
273 d'autres composants alimentaires. L'absorption mesurée de chrome par voie alimentaire,
274 principalement sous forme de Cr(III), varie de 0,4 à 2 % chez les humains, bien qu'une absorption

275 de l'ordre de 0,7 à 5,2 % de chrome sous forme de picolinate (supplément alimentaire de Cr(III))
276 ait été observée (Anderson et Kozlovsky, 1985; OMS, 1988; Stearns et coll., 1995).

277 En général, les composés solubles du chrome sont mieux absorbés que les formes insolubles, et le
278 Cr(VI) est plus facilement absorbé que le Cr(III) (ATSDR, 2012; Cohen, 2009). Il convient
279 toutefois de noter qu'un facteur déterminant de l'absorption du Cr(VI) est le niveau de sa réduction
280 initiale en Cr(III) dans le tractus gastro-intestinal (Sasso et Schlosser, 2015; De Flora, 2000), dans
281 les voies respiratoires (De Flora, 2000) ou sur la peau (Cohen, 2009). Cette réduction initiale réduit
282 considérablement la quantité de Cr(VI) disponible pour l'absorption dans le sang. La capacité de
283 réduction semble être plus grande dans le tractus gastro-intestinal que dans les voies respiratoires
284 (Proctor et coll., 2014). En ce qui concerne l'absorption cutanée, le Cr(VI) est en grande partie
285 réduit en Cr(III), mais l'absorption du Cr(VI) peut augmenter considérablement si la peau est
286 endommagée, comme le montrent les cas de brûlures à l'acide chromique chez les travailleurs
287 (Cohen, 2009).

288 Une fois absorbé, le chrome se distribue dans presque tous les tissus, les concentrations les plus
289 élevées se trouvant dans les reins et le foie. Le Cr(VI) absorbé est instable et sera réduit en Cr(V),
290 en Cr(IV) puis finalement en Cr(III). Ce processus peut produire des intermédiaires réactifs et
291 entraîner des adduits de chrome dans les protéines et l'ADN. Dans le sang, le Cr(VI) est absorbé
292 par les globules rouges, où les produits de réduction forment des complexes avec l'hémoglobine
293 et d'autres protéines. Le chrome absorbé est principalement éliminé dans l'urine, mais une
294 excrétion secondaire de petites quantités peut se produire par la bile et les fèces (ATSDR, 2012).

295 La toxicité aiguë des composés du chrome chez les animaux de laboratoire exposés par voie orale
296 augmente avec la solubilité, le Cr(VI) étant plus toxique que le Cr(III). Les valeurs de dose létale
297 médiane (DL₅₀) pour le Cr(III) ont été rapportées à environ 200 mg Cr(III)/kg pour les composés
298 solubles administrés à des rats et à 2400 mg Cr(III)/kg pour l'acétate de chrome moins soluble
299 (ATSDR, 2012). Pour ce qui est des composés du Cr(VI), les valeurs de DL₅₀ rapportées
300 correspondent à un ordre de grandeur inférieur (ATSDR, 2012; Bureau européen des substances
301 chimiques, 2005). Aucune valeur de dose létale causant 50% de mortalité (DL₅₀) n'a été observée
302 pour une exposition par voie cutanée ou par inhalation chez les animaux de laboratoire. On dispose
303 de peu d'informations sur les effets aigus du chrome chez les humains. Tous les cas de décès
304 impliquaient des formes hautement hydrosolubles, et les doses, lorsqu'elles ont été estimées et
305 rapportées, étaient comprises entre 4 et 360 mg Cr(VI)/kg (ATSDR, 2012). Les rapports de cas
306 d'expositions importantes de courte durée au Cr(VI) par inhalation indiquent des effets sur les
307 systèmes respiratoire et gastro-intestinal, y compris des irritations et des ulcérations cutanées
308 (Cohen, 2009). Une sensibilisation et une dermatite de contact allergique ont été observées chez
309 les travailleurs et, dans une moindre mesure, dans la population générale. Peu d'informations sont
310 disponibles sur les effets toxiques aigus du Cr(III). Cependant, des dermatites de contact ont été
311 observées, en particulier chez les travailleurs (Cohen, 2009).

312 La plupart des études sur la toxicité chronique et subchronique chez les animaux de laboratoire ont
313 été réalisées pour une exposition orale, et pour le Cr(VI) plutôt que pour le Cr(III). Les études sur
314 la toxicité chronique et subchronique les plus influentes en ce qui concerne l'élaboration de
315 recommandations pour la qualité des sols sont celles sur l'eau potable réalisées chez les rats et les
316 souris du National Toxicology Program (NTP) portant sur l'exposition au Cr(VI) [NTP, 2007;
317 2008], ainsi que celles sur l'alimentation chez les rats et les souris du NTP (2010) impliquant une

318 exposition au Cr(III). En général, les effets chimiques associés à l'exposition orale au Cr(III) n'ont
319 pas démontré de toxicité aux doses évaluées. D'autre part, il a été déterminé que l'exposition orale
320 au Cr(VI) provoquait des lésions au tractus gastro-intestinal chez les rats et les souris, ainsi que
321 des carcinomes squameux dans la muqueuse buccale chez les rats et le cancer de l'intestin grêle
322 chez les souris. L'effet le plus sensible (c.-à-d. l'effet survenant à la dose la plus faible) consistait
323 en une hyperplasie diffuse dans l'intestin grêle des souris (NTP, 2008). Sur la base d'une analyse
324 des données probantes relatives au mode d'action du Cr(VI), Santé Canada (2016) estime que
325 l'hyperplasie diffuse de l'intestin grêle est un précurseur de la formation de tumeurs causées par
326 le Cr(VI).

327 En ce qui concerne l'inhalation, un nombre limité d'études sur la toxicité subchronique du Cr(III)
328 et du Cr(VI) chez des animaux de laboratoire ont montré des lésions des voies respiratoires (Glaser
329 et coll., 1985, 1990; US EPA, 2010; ATSDR, 2012). Aucune étude sur l'exposition chronique au
330 Cr(III) par inhalation n'a été recensée et seul un nombre limité d'études a été réalisé pour le Cr(VI).
331 Celles-ci indiquent que le Cr(VI) est cancérigène pour les animaux de laboratoire et qu'il est
332 responsable d'une augmentation significative des tumeurs du poumon (Steinhoff et coll., 1986).

333 Chez les humains, des lésions du système respiratoire non néoplasiques et des cancers respiratoires
334 ont été observés dans le cadre d'études épidémiologiques chez les travailleurs exposés au Cr(VI)
335 en suspension dans l'air (Mancuso et coll., 1975; 1997; Crump et coll., 2003; Gibb et coll., 2000a;
336 2000b). Les effets non cancérigènes sur le système respiratoire observés chez les personnes
337 travaillant dans le domaine du chromage et de la production de chromate comprennent des lésions
338 nasales, une irritation de la gorge, une rhinite et une diminution des fonctions pulmonaires. La
339 principale préoccupation soulevée dans les études épidémiologiques était l'incidence élevée du
340 cancer du poumon chez les travailleurs exposés au Cr(VI), soit les travailleurs du secteur de la
341 production de chromate.

342 Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour le Cr(III), retenues par différentes
343 organisations de santé compétentes, comprennent des VTR pour les effets avec seuil résultant
344 d'expositions par voie orale et par inhalation. Pour le Cr(VI), des VTR pour les effets ayant un
345 seuil résultant d'une exposition orale et des VTR pour les effets avec et sans seuil associés à
346 l'inhalation ont été établies.

347 En ce qui concerne le Cr(III), l'US EPA (1998b) a fourni une dose de référence pour l'exposition
348 par voie orale fondée sur l'absence d'effets à la plus forte dose testée dans une étude sur les rats
349 (Ivankovic et Preussman, 1975). Bien que l'US EPA ait terminé son évaluation avant l'étude du
350 NTP (2010) sur l'exposition chronique au Cr(III) par voie orale, la dose de référence est cohérente
351 avec les résultats de cette étude et reste la VTR la plus pertinente parmi celles publiées par les
352 organisations de santé compétentes. D'après les résultats d'une étude sur l'exposition
353 subchronique par inhalation chez les rats (Derelanko et coll., 1999), l'ATSDR (2012) a établi un
354 niveau de risque minimal de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la protection contre les effets non cancérigènes
355 résultant d'expositions par inhalation de durée intermédiaire. Cette VTR est considérée comme la
356 plus appropriée pour évaluer les risques chroniques par inhalation du Cr(III).

357 En ce qui concerne le Cr(VI), Santé Canada (SC, 2016) a établi une dose journalière admissible
358 (DJA) de $2,2 \mu\text{g}/\text{kg PC}/\text{jour}$, basée sur l'étude du NTP (2008), pour la protection contre les effets
359 non cancérigènes (lésions gastro-intestinales). Une analyse du mode d'action révèle que cette

360 VTR protégerait également contre le cancer (SC, 2016). D'après les lésions respiratoires observées
361 chez les rats (Glaser et coll., 1990), l'US EPA (1998a) a établi une concentration de référence de
362 $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la protection contre les effets non cancérogènes résultant d'expositions par
363 inhalation. Santé Canada (EC/SC, 1994) a calculé un risque unitaire d'inhalation (RUI) de
364 $0,076 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ en se fondant sur l'incidence du cancer du poumon chez les travailleurs d'une
365 usine de production de chromate de l'Ohio (Mancuso 1975).

366 **Élaboration des recommandations**

367 *Recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement*

368 Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement (RQSO_E)
369 sont établies selon le CCME (1996) et les calculs détaillés sont fournis par Environnement Canada
370 (1999). Elles sont fondées sur le contact avec le sol à partir des données provenant d'études de
371 toxicité sur les plantes et les invertébrés. Dans le cas des terrains à vocation agricole, des données
372 sur la toxicité relative à l'ingestion de nourriture et de sol pour les espèces mammifères et aviaires
373 sont comprises. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles
374 des nutriments et de l'énergie est effectuée. Pour les terrains à vocation industrielle, une
375 vérification portant sur la migration hors site est également effectuée.

376 Pour toutes les vocations de terrains, la valeur préliminaire relative au contact avec le sol
377 (également appelée concentration seuil produisant un effet [CSE] ou plus faible concentration
378 produisant un effet [PFCE], selon la vocation de terrain) est comparée à la vérification portant sur
379 les cycles des nutriments et de l'énergie. Si la valeur résultant de la vérification portant sur les
380 cycles des nutriments et de l'énergie est inférieure à la valeur préliminaire relative au contact avec
381 le sol, la moyenne géométrique de ces valeurs est calculée comme recommandation pour la qualité
382 des sols relative au contact avec le sol (RQSoc_S). Si la valeur résultant de cette vérification est
383 supérieure à la valeur préliminaire, cette dernière devient la RQSoc_S.

384 Pour les terrains à vocation agricole, la valeur la plus faible entre la RQSoc_S et la recommandation
385 pour la qualité des sols relative à l'ingestion de sol et de nourriture (RQSoc_I) devient la RQSO_E.

386 Pour les terrains à vocation résidentielle/parc et à vocation commerciale, la RQSoc_S est
387 recommandée comme RQSO_E.

388 Pour les terrains à vocation industrielle, la valeur la plus faible entre la RQSoc_S et la vérification
389 portant sur la migration hors site devient la RQSO_E.

390 **Chrome total (EC 1999)**

391 En ce qui concerne le Cr(T), la RQSO_E pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc
392 est fondée sur la moyenne géométrique de la valeur préliminaire relative au contact avec le sol et
393 de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Pour les terrains à vocation
394 commerciale et à vocation industrielle, la RQSO_E est fondée sur la recommandation relative au
395 contact avec le sol (tableau 5). La RQSO_E concernant le Cr(T) peut être utilisée pour traiter la
396 contamination par le Cr(III), car la plupart des sols contiennent principalement du Cr(III), à moins

397 qu'une source de Cr(VI) en particulier soit identifiée, auquel cas une analyse de sols différenciée
398 est recommandée.

399 **Chrome hexavalent (EC 1999)**

400 Les données sont insuffisantes pour élaborer quelque recommandation ou valeur de vérification
401 que ce soit visant la protection de l'environnement relativement au Cr(VI). Il existe toutefois
402 suffisamment de données pour élaborer une RQSOE provisoire fondée sur le contact des plantes
403 avec le sol (tableau 6).

404 *Recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine*

405 Dans le cadre de l'élaboration des RQSOSH concernant le chrome, il était nécessaire de déterminer
406 les VTR (concentration admissible [CA], DJA, et RUI) relatives à l'exposition par inhalation
407 (tableau 4). La RQSOSH est élaborée à partir du récepteur le plus sensible désigné pour chaque
408 vocation de terrain.

409 **Tableau 4 – Valeurs toxicologiques de référence pour le chrome**

Espèces	DJA (orale et cutanée) µg/kg PC/j	CA (inhalation à seuil d'effets) µg/m ³	RUI (inhalation sans seuil d'effets) (µg/m ³) ⁻¹
Cr(III)	1500	0,1	Sans objet
Cr(VI)	2,2	0,1	7,6×10 ⁻²

410 Le CCME recommande l'application de différents mécanismes de vérification, lorsque jugés
411 pertinents, dans le but d'élargir le champ de protection (tableau 5 et tableau 6). Une vérification
412 portant sur la migration hors site a été effectuée pour s'assurer que les concentrations de chrome
413 sur un site n'entraîneraient pas les concentrations sur un site adjacent à dépasser les valeurs
414 indicatives avec une RQSo plus restrictive. Étant donné qu'aucune bioconcentration ou
415 bioamplification appréciable du chrome n'est prévue, aucune vérification portant sur les produits
416 agricoles, la viande et le lait n'a été effectuée. Aucune recommandation pour la qualité des sols
417 visant la protection des eaux souterraines potables (RQSOEP) n'a été élaborée parce que la
418 procédure d'élaboration d'une telle recommandation n'est pas applicable aux substances
419 inorganiques (CCME 2006). Comme le chrome n'est pas censé se volatiliser dans les conditions
420 environnementales ambiantes, aucune recommandation visant la protection de la qualité de l'air
421 intérieur ou de la vapeur des sols n'a été établie.

422 La plus faible des recommandations ou des valeurs de vérification calculées visant la protection
423 de la santé humaine est recommandée comme RCQSOSH. Les RCQSOSH concernant le Cr(III) et le
424 Cr(VI) sont donc fondées sur la protection contre les risques de cancer par inhalation de particules
425 de sol pour toutes les vocations de terrain en appliquant un risque supplémentaire de cancer à vie
426 (RSC) de 10⁻⁶. Elles sont également fondées sur la protection contre les risques de cancer par
427 inhalation ou pour les terrains à vocation industrielle pour un RSC de 10⁻⁵. Pour les terrains à
428 vocation agricole, résidentielle/parc ou commerciale où un RSC de 10⁻⁵ est appliqué, la RCQSOSH
429 est fondée sur l'ingestion et l'exposition par voie cutanée, car elles sont plus sensibles que la

430 recommandation canadienne pour la qualité des sols relative à l'inhalation de particules (RCQSoIP)
 431 pour ces vocations (tableau 5 et tableau 6).

432 **Recommandation pour la qualité des sols concernant le chrome trivalent, le chrome**
 433 **hexavalent et le chrome total**

434 Le chrome est présent dans l'environnement sous deux formes : le Cr(III) et le Cr(VI). Dans les
 435 sols, l'état le plus courant est le Cr(III), à moins qu'ils soient chargés de déchets contaminés au
 436 Cr(VI). Étant donné que le Cr(III) et le Cr(VI) ont des effets différents sur la santé humaine, des
 437 recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine ont été élaborées
 438 pour chaque forme. Les pratiques actuelles privilégient l'analyse du Cr(T) dans les sols; le Cr(VI)
 439 n'est mesuré que dans les cas où il en existe une source connue ou suspectée. Les données sur le
 440 Cr(T) peuvent être comparées aux RQSoE concernant le Cr(T) ou aux RQSoSH concernant le
 441 Cr(III), car la majorité du chrome présent dans l'environnement l'est normalement sous forme de
 442 composés du Cr(III). Les RCQSoE concernant le Cr(T) devraient protéger les sites où le Cr(VI) ne
 443 représente qu'une petite partie des espèces de chrome. La mesure analytique du Cr(VI) dans le sol
 444 est fortement recommandée pour tout lieu potentiellement contaminé par des activités impliquant
 445 du Cr(VI).

446 Pour la santé humaine, les données différenciées relatives au Cr(III) et les données non
 447 différenciées relatives au Cr(T) doivent être comparées à la RQSoSH concernant le Cr(III) (tableau
 448 5), tandis que les données relatives au Cr(VI) doivent être comparées à la RQSoSH concernant le
 449 Cr(VI) (tableau 6).

450 Pour ce qui est des récepteurs écologiques, les données différenciées relatives au Cr(III) et les
 451 données non différenciées relatives au Cr(T) doivent être comparées à la RQSoE concernant le
 452 Cr(T) (tableau 5), tandis que les données relatives au Cr(VI) doivent être comparées à la RQSoE
 453 concernant le Cr(VI) (tableau 6)].

454 Les RQSo concernant le Cr(III), le Cr(T) et le Cr(VI) visent à protéger à la fois l'environnement
 455 et la santé humaine, et correspondent à la plus faible des valeurs de la RQSoSH et de la RQSoE. Les
 456 RCQSoSH présentés ici sont des valeurs actualisées, tandis que les RQSoE sont celles élaborées en
 457 1997 et en 1999 (CCME, 1999).

458 **Tableau 5 – Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de vérification concernant le**
 459 **chrome trivalent ou le chrome total (mg·kg⁻¹)²**

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industriel le
Recommandation^a	52	52	87	87
Recommandations ou valeurs de vérification visant la protection de la santé humaine (RQSoSH) concernant le Cr(III) ^p	26 000 ⁿ	26 000 ⁿ	86 000 ^p	96 000 ⁿ
Recommandations relatives au contact direct Ingestion et voie cutanée (RQSoCD)	57 000	57 000	86 000	1 000 000

² Les données non différenciées relatives au Cr(T) doivent être comparées aux valeurs du Tableau 5, soit les RQSoSH concernant le Cr(III) ou les RQSoE concernant le Cr(T). De même, les résultats différenciés [c.-à-d. lorsque des valeurs sont disponibles pour le Cr(III)] doivent être comparés à la RQSoSH fournie concernant le Cr(III) ou à la RQSoE fournie concernant le Cr(T).

Inhalation de particules (RQSo _{CD-IP}) ^c	26 000	26 000	96 000	96 000
Vérification portant sur l'inhalation d'air intérieur (RQSo _{QAI}) ^d	NC	NC	NC	NC
Vérification portant sur les eaux souterraines (eau potable) (RQSo _{EP}) ^e	NC	NC	NC	NC
Vérification portant sur les produits agricoles, la viande et le lait (RQSo _{IA}) ^f	NC	NC	–	–
Vérification portant sur la migration hors site (RQSo _{MH-SH})	–	–	370 000	370 000
Recommandations ou valeurs de vérification visant la protection de l'environnement				
RQSo _E concernant le Cr(T) ^g	64	64	87	87
Recommandation relative au contact avec le sol ^h	64	64	87	87
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC ^j	–	–	–
Vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie	52	52	NC	NC ^j
Vérification portant sur la migration hors site (RQSo _{MH-SH})	–	–	–	91
Vérification portant sur les eaux souterraines (vie aquatique) ^k	NC ^m	NC ^m	NC ^m	NC ^m
RCQSo_{SH} concernant le Cr(T) [CCME 1997]^m	220	220	630	2300

Remarques : NC = non calculé; RQSo_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQSo_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine; RQSo_{CD} = recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct; RQSo_{CD-IP} = recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct par inhalation de particules; RQSo_{QAI} = recommandation pour la qualité des sols relative à la protection de la qualité de l'air intérieur; RQSo_{EP} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection des eaux souterraines potables; RQSo_{IA} = recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion d'aliments; RQSo_{MH-SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine contre la contamination en raison de la migration hors site.

^a Les données sont adéquates et suffisantes pour effectuer le calcul permettant de déterminer une RQSo_E et une RQSo_{SH} pour cette vocation de terrain. Ainsi, la RQSo correspond à la plus faible des deux valeurs (CCME, 2006). Les RQSo_{SH} sont établies pour le Cr(III), qui est considéré comme dominant dans la plupart des milieux environnementaux, sauf l'eau. Les concentrations de Cr(T) dans les sols peuvent être comparées à la RQSo_{SH} concernant le Cr(III). Les RQSo_E sont fondées sur la recommandation relative au contact direct telle qu'elle a été élaborée en 1997 (CCME, 1997). La RQSo originale concernant le Cr(T) ainsi que les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1997) sont remplacés par la RQSo concernant le chrome (CCME, 2023) qui correspond à la valeur la plus faible entre la RQSo_E concernant le Cr(T) et la RQSo_{SH} concernant le Cr(III).

^b La RQSo_{SH} correspond à la valeur de contact direct par ingestion et par voie cutanée (RQSo_{CD}) pour toutes les vocations de terrain, car il s'agit de la valeur la plus faible des recommandations visant la protection de la santé humaine et des mécanismes de vérification pour cette vocation.

^c La valeur pour la voie d'inhalation a été établie séparément en raison des différents effets nocifs du chrome selon les différentes voies d'exposition.

^d La vérification s'applique uniquement aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques.

^e La vérification s'applique aux composés organiques et n'est pas calculée pour les substances métalliques. Les préoccupations concernant les substances métalliques doivent être traitées au cas par cas.

^f Non calculée. Les préoccupations concernant les substances métalliques doivent être traitées au cas par cas.

^g RQSo_E concernant le Cr(T) provenant du CCME (1997).

^h La RQSo correspond à la moyenne géométrique de la valeur préliminaire relative au contact avec le sol (c.-à-d. concentration seuil produisant un effet [CSE] ou plus faible concentration produisant un effet [PFCE]) et de la valeur résultant de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette vocation de terrain.

ⁱ Les données sont inadéquates ou insuffisantes pour effectuer le calcul permettant de déterminer une recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture pour cette vocation de terrain.

^j Les données sont inadéquates ou insuffisantes pour effectuer une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette vocation de terrain.

^k La vérification s'applique aux composés organiques et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations concernant les contaminants métalliques doivent être traitées au cas par cas.

^m Les RQSo_{SH} concernant le Cr(T) du CCME ont été élaborées en 1997 et publiées en 1999 (CCME, 1999).

ⁿ Selon la RQSo_{CD-IP} liée aux expositions par inhalation pour les effets avec seuil.

^p Selon la RQSo_{CD} relative aux expositions par voie orale et cutanée pour les effets avec seuil.

Tableau 6 – Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de vérification concernant le chrome hexavalent (mg·kg⁻¹)

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation^a	0,4	0,4	1,4	1,4
Recommandations et valeurs de vérification visant la protection de la santé humaine ^b				
RQS _{OSH}				
RSC de 10 ⁻⁶	18 ^h	18 ^h	18 ^h	18 ^h
RSC de 10 ⁻⁵	70 ⁱ	70 ⁱ	110 ⁱ	170 ^h
Recommandation relative au contact direct				
Ingestion et voie cutanée (RQS _{OCB})	70	70	110	1400
Inhalation de particules (RQS _{OCB-IP}) ^c				
RSC de 10 ⁻⁶	18	18	18	18
RSC de 10 ⁻⁵	170	170	170	170
Seuil d'effet	26 000	26 000	96 000	96 000
Vérification portant sur l'inhalation d'air intérieur (RQS _{OQAI}) ^d	NC	NC	NC	NC
Vérification portant sur les eaux souterraines (eau potable) (RQS _{OEP}) ^e	NC	NC	NC	NC
Vérification portant sur les produits agricoles, la viande et le lait (RQS _{OIA}) ^f	NC	NC	–	–
Vérification portant sur la migration hors site (RQS _{OMH-SH})				
Non cancérigène et RSC de 10 ⁻⁶	–	–	250	250
Non cancérigène et RSC de 10 ⁻⁵	–	–	990	990
Valeurs de vérification ou recommandations provisoires visant la protection de l'environnement (RQS _{OE} provisoire) ^g				
Recommandation relative au contact avec le sol	NC	NC	NC	NC
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC	–	–	–
Vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie	NC	NC	NC	NC
Vérification portant sur la migration hors site (RQS _{OMH-SH})	–	–	–	NC
Vérification portant sur les eaux souterraines (vie aquatique)	NC	NC	NC	NC

498 **Remarques :** NC = non calculé; RSC = risque supplémentaire de cancer à vie; RQS_{OE} = recommandation pour la qualité des sols
499 visant la protection de l'environnement; RQS_{OSH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé
500 humaine; RQS_{OCB} = recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct; RQS_{OCB-IP} = recommandation pour la
501 qualité des sols relative au contact direct par inhalation de particules; RQS_{OQAI} = recommandation pour la qualité des sols relative
502 à la protection de la qualité de l'air intérieur; RQS_{OEP} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection des eaux
503 souterraines potables; RQS_{OIA} = recommandations pour la qualité des sols relatives à l'ingestion d'aliments; RQS_{OMH-SH} =
504 recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine contre la contamination en raison de la migration
505 hors site.

506 ^a Les données sont adéquates et suffisantes pour effectuer le calcul permettant de déterminer une RQS_{OSH} et une RQS_{OE} provisoire
507 pour cette vocation de terrain. Ainsi, la RQSo correspond à la plus faible des deux valeurs (CCME, 2006). Les RQS_{OE} provisoires
508 sont fondées sur la recommandation relative au contact direct telle qu'elle a été élaborée en 1999 (CCME, 1999). La RQSo
509 originale concernant le chrome élaborée en 1999 (fondée sur la RQS_{OE} seulement) est remplacée par cette RQSo concernant le
510 chrome (CCME, 20XX).

511 ^b Pour un RSC de 1 sur 1 000 000, la RQS_{OSH} correspond à la valeur de contact direct par inhalation de particules (RQS_{OCB-IP}) pour
512 les effets sans seuil pour toutes les vocations de terrain, car il s'agit de la valeur la plus faible des recommandations visant la
513 protection de la santé humaine et des mécanismes de vérification pour cette vocation. Pour un RSC de 1 sur 100 000, la RQS_{OSH}
514 pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc et commerciale correspond à la recommandation relative au contact direct
515 par ingestion et par voie cutanée (RQS_{OCB}), tandis que la RQS_{OSH} pour les terrains à vocation industrielle correspond à la valeur
516 de contact direct par inhalation de particules (RQS_{OCB-IP}) pour les effets sans seuil.

517 ^c La valeur pour la voie d'inhalation a été établie séparément en raison des différents effets nocifs du chrome selon les différentes
518 voies d'exposition.

519 ^d La vérification s'applique uniquement aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants non-volatils.

- 520 ^e La vérification s'applique aux composés organiques et n'est pas calculée pour les substances métalliques. Les préoccupations
 521 concernant les substances métalliques doivent être traitées au cas par cas.
 522 ^f Non calculée. Les préoccupations concernant les substances métalliques doivent être traitées au cas par cas.
 523 ^g Les données sont inadéquates ou insuffisantes pour élaborer quelque recommandation ou valeur de vérification que ce soit visant
 524 la protection de l'environnement. Cependant, il existe des données adéquates et suffisantes pour effectuer le calcul permettant de
 525 déterminer des RQSOE provisoires. Les RQSOE provisoires concernant le Cr(VI) proviennent du CCME (mise à jour de 1999).
 526 ^h Selon la RQSocD-IP relative aux expositions par inhalation pour les effets sans seuil.
 527 ⁱ Selon la RQSocD relative aux expositions par voie orale et cutanée pour les effets avec seuil.

528 Références

- 529 Adema, D.M., et Henzen, L. 1989. « A comparison of plant toxicities of some industrial chemicals in soil culture and
 530 soiless culture ». *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Oct. **18**(2) : 19–29. DOI : 10.1015/0147-6513(89)90083-3.
 531 <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/2806175>.
- 532 Adriano, D.C. 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of*
 533 *Metals*, 2 éd. Springer-Verlag, New York (New York).
- 534 Anderson, R.A., et Kozlovsky, A.S. 1985. « Chromium intake, absorption and excretion of subjects consuming self-
 535 selected diets ». *Am J Clin Nutr.* **41**(6) : 1177–83.
- 536 ATSDR. 2012. *Toxicological Profile for Chromium*. US Department of Health and Human Services, Agency for Toxic
 537 Substances and Disease Registry. Atlanta (Géorgie).
- 538 Bartlett, R.J. 1991. « Chromium cycling in soils and water: Links, gaps, and methods ». *Environ. Health Perspect.*
 539 **92** : 17–24.
- 540 Bartlett, R.J., et James, R.B. 1988. « Mobility and bioavailability of chromium in soils ». *Dans Chromium in the*
 541 *Natural and Human Environments*, J.O., Nriagu et E. Nieboer (éd.) John Wiley and Sons. New York (New
 542 York). p. 267–304.
- 543 Bartlett, R.J., et Kimble, J.M. 1976. « Behaviour of chromium in soils II. hexavalent forms ». *Environ. Qual.* **5** : 538–
 544 86.
- 545 Bloomfield, C., et Pruden, G. 1980. « The behaviour of chromium (VI) in soil under aerobic and anaerobic
 546 conditions ». *Environ. Pollut. A.* **23** : 102–14.
- 547 Brookes, R.R. 1987. *Serpentine and its Vegetation*. Croom Helm. Londres, Grande-Bretagne.
- 548 Bureau européen des substances chimiques. 2005. *European Union Risk Assessment Report: Chromium Trioxide,*
 549 *Sodium Chromate, Sodium Dichromate, Ammonium Dichromate and Potassium Dichromate*. 3rd Priority List,
 550 Volume 53. Rapport n° EUR 21508 EN. 261 p. + annexes.
- 551 Cary, E.E., Allaway, W.H., et Olson, O.E. 1977a. « Control of chromium concentrations in food plants: 1. absorption
 552 and translocation of chromium in plants ». *J. Agric. Food Chem.* **25** : 300–04.
- 553 Cary, E.E., Allaway, W.H., et Olson, O.E. 1977b. « Control of chromium concentrations in food plants: 2. Chemistry
 554 of chromium in soils and its availability to plants ». *J. Agric. Food Chem.* **25** : 305–09.
- 555 CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 20XX. *Canadian Soil Quality Guidelines for Chromium:*
 556 *environnement et santé humaine – chrome*. Document scientifique complémentaire. CCME, Winnipeg.
- 557 CCME. 2016. *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour*
 558 *l'environnement et la santé humaine, volume 1 : orientations*. CCME, Winnipeg.
- 559 CCME. 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement*
 560 *et de la santé humaine*. CCME, Winnipeg.
- 561 CCME. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine – chrome*
 562 *(chrome total 1997, chrome hexavalent 1999)*. *Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de*
 563 *l'environnement*. 1999. CCME, Winnipeg.
- 564 CCME. 1997. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine – chrome*.
 565 CCME, Winnipeg.
- 566 CCME. 1996. *Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la*
 567 *qualité des sols des lieux contaminés au Canada*. CCME, Winnipeg.

- 568 Chang, F.H., et Broadbent, F.E. 1981. « Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a yolo soil ». *Soil*
569 *Sci.* **132** : 416–21.
- 570 Cohen, M.D. 2009. « Chromium ». *Dans Environmental Toxicants, Human Exposures and Their Health Effects*,
571 troisième édition. M. Lippmann, éd. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken (New Jersey).
- 572 CNRC (Conseil national de recherches Canada). 1976. *Les effets du chrome dans l'environnement canadien*. CNRC
573 n° 15017. Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Ottawa.
- 574 Crump, C., Crump, K., Hack, E., Luippold, R., Mundt, K., Liebig, E., Panko, J., Paustenback, D., et Proctor, D. 2003.
575 « Dose-response and risk assessment of airborne hexavalent chromium and lung cancer mortality ». *Risk Anal.*
576 **23**(6) : 1147–63.
- 577 Cunningham, J.D., Keeney, D.R., et Ryan, J.A. 1975a. « Phytotoxicity and uptake of metals added to soils as inorganic
578 salts or in sewage sludge ». *J. Environ. Qual.* **4** : 460–62.
- 579 Cunningham, J.D., Keeney, D.R., et Ryan, J.A. 1975b. « Yield and metal composition of corn and rye grown on
580 sewage sludge amended soil ». *J. Environ. Qual.* **4** : 448–54.
- 581 Cunningham, J.D., Ryan, J.A., et Keeney, D.R. 1975c. « Phytotoxicity in and metal uptake from soil treated with
582 metal-amended sewage sludge ». *J. Environ. Qual.* **4** : 455–59.
- 583 De Flora, S. 2000. « Threshold mechanisms and site specificity in chromium(VI) carcinogenesis ». *Carcinogenesis* **21**(4) : 533–41.
584
- 585 De Haan, S., Rethfeld, H., et Van Driel, W. 1985. *Acceptable Levels of Heavy Metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in Soils*.
586 Haren (Groningue). Pays-Bas. (Rapport 9-85). Mention dans Janus et Krajnc 1989.
- 587 Derelanko, M.J., Rinehart, W.E., Hilaski, R.J., Thompson, R.B., et Löser, E. 1999. « Thirteen-week subchronic rat
588 inhalation toxicity study with a recovery phase of trivalent chromium compounds, chronic oxide, and basic
589 chromium sulfate ». *Toxicol. Sci.* **5**(2) : 278–88.
- 590 Doelman, P., et Haanstra, L. 1984. « Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead
591 and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors ». *Plant Soil.* **79** : 317–27.
- 592 Dowdy, R.H., et Ham, G.E. 1977. « Soybean growth and elemental content as influenced by soil amendments of
593 sewage sludge and heavy metals: Seedling studies ». *Agron. J.* **69** : 300–03.
- 594 Drucker, H. Graland, T.R., et Wildung, R.E. 1979. « Metabolic response of microbiota to chromium and other
595 metals ». *Dans Trace Metals in Health and Disease*. N. Kharasch, éd. Raven Press. New York.
- 596 Eary, L.E., et Rai, D. 1989. « Kinetics of chromate reduction by ferrous ions derived from hematite and biotite at 25
597 degrees C ». *Am. J. Sci.* **289** : 180–213.
- 598 EC (Environnement Canada). 1995a. *Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority*
599 *substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites*. Division des recommandations,
600 Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Service de la conservation des écosystèmes. Document non
601 publié.
- 602 EC. 1995b. *Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the*
603 *development of soil quality criteria for contaminated sites, Retesting volatiles substances*. Division des
604 recommandations, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Service de la conservation des écosystèmes.
605 Document non publié.
- 606 EC. 1999. *Canadian Soil Quality Guidelines: Chromium (Environmental Effects)*. *Scientific Supporting Document*.
607 Décembre 1999. Direction de la qualité de l'environnement, Bureau national des recommandations et des
608 normes. Ottawa.
- 609 EC/SC (Environnement Canada et Santé Canada). 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste*
610 *des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : le chrome et ses composés*. Approvisionnements
611 et services Canada. N° de catalogue En40-215/39F. 59 p. [https://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-](https://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/chromium_chrome/chromium_chrome-fra.pdf)
612 [sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/chromium_chrome/chromium_chrome-fra.pdf](https://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/chromium_chrome/chromium_chrome-fra.pdf).
- 613 Fenke, K.H. 1977. *Die Chromaufnahme Durch Kultur-Pflanzen bei Verwendung Chromhaltiger Dungemittel*. (mention
614 dans Williams 1988).
- 615 Fitzgerald, P.R., Peterson, J., et Lue-Huing, C. 1985. « Heavy metals in fluids and tissues of fetal calves and in young
616 calves of nursing cows exposed or not exposed to anaerobically digested wastewater sludge ». *Am. J. Vet. Res.*
617 **46** : 165–68.

- 618 Gibb, H.J., Lees, P.S.J., Pinsky, P.F., et Rooney, B.C. 2000a. « Clinical findings of irritation among chromium
619 chemical production workers ». *Am. J. Ind. Med.* **38** : 127–31.
- 620 Gibb, H.J., Lees, P.S.J., Pinsky, P.F., et Rooney, B.C. 2000b. « Lung cancer among workers in chromium chemical
621 production ». *Am. J. Ind. Med.* **38** : 115–26.
- 622 Glaser, U., Hochrainer, D., et Steinhoff, D. 1990. « Investigation of irritating properties of inhaled Cr(VI) with
623 possible influence on its carcinogenic action ». Dans Seemayer, N.O., et Hadnagy, W. (éd.) *Environmental*
624 *Hygiene II*. Springer-Verlag. Berlin/New York.
- 625 Glaser, U., Hochrainer, D., Kloppel, H., et Kuhnen, H. 1985. « Low level chromium (VI) inhalation effects on alveolar
626 macrophages and immune function ». *Wistar Rats. Arch. Toxicol.* **57** : 250–56.
- 627 Halford, D.K., Markham, O.D., et White, G.C. 1983. « Biological elimination rates of radioisotopes by mallards
628 contaminated at a liquid radioactive waste disposal area ». *Health Physics* **45** : 745–56.
- 629 Hall, R.B.T. 1988. *The Effects of Chromium Loading on Earthworms in an Amended Soil*. Thèse présentée au
630 département de la science du sol de l'Université de l'Alberta à Edmonton.
- 631 Hammond, C. 2002. « The Elements ». Dans Lide, D., éd., *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, 2002–2003.
632 CRC Press, New York.
- 633 Ivankovic, S., et Preussmann, R. 1975. « Absence of toxic and carcinogenic effects after administration of high doses
634 of chromic oxide pigment in subacute and long-term feeding experiments in rats ». *Food Cosmet. Toxicol.* **13** :
635 347–51.
- 636 Janus, J.A., et Krajnc, E.I. 1989. *Integrated Criteria Document Chromium: Effects*. (Annexe au rapport
637 n° 758701001). National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven, Pays-Bas.
- 638 Jaworski, J.F. 1985. *Le chrome, mise à jour, 1984 : effets environnementaux et nutritionnels du chrome*. Conseil
639 national de recherches Canada, Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement.
640 Ottawa. CNRC n° 23917. 56 p.
- 641 Katz, S.A., et Salem, H. 1994. *The Biological and Environmental Chemistry of Chromium*. VCH Publishers Inc. New
642 York (New York).
- 643 Kumral, E. 2007. *Speciation of Chromium in Waters via Sol-Gel Preconcentration prior to Atomic Spectrometric*
644 *Determination*. Mémoire de maîtrise en sciences, Graduate School of Engineering and Sciences, İzmir Institute
645 of Technology, Turquie.
- 646 Lahouti, M., et Peterson, P.J. 1979. « Chromium accumulation and distribution in crop plants ». *J. Sci. Food Agri.* **30** :
647 136–42.
- 648 Langård, S. (éd.) 1982. *Biological and Environmental Aspects of Chromium*. Elsevier Biomedical Press, Amsterdam.
649 285 p.
- 650 Liang, C.N., et Tabatabai, M.A. 1978. « Effects of trace elements on nitrification in soils ». *J. Environ. Qual.* **7** : 291–
651 93.
- 652 Losi, M.E., Amrhein, C., et Frankenberger, W.T. Jr. 1994a. « Factors affecting chemical and biological reduction of
653 hexavalent chromium in soil ». *Environ. Toxicol. Chem.* **13**(11) : 1727–35.
- 654 Losi, M.E., Amrhein, C., et Frankenberger, W.T. Jr. 1994b. « Bioremediation of chromate-contaminated groundwater
655 by reduction and precipitation in surface soils ». *J. Environ. Qual.* **23** : 1141–50.
- 656 Ma, W.-C. 1982. « The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in
657 earthworms ». *Pedobiologia.* **24** : 109–19.
- 658 Mancuso, R.F. 1975. « Consideration of chromium as an industrial carcinogen ». Dans *International Conference on*
659 *Heavy Metals in the Environment*, Toronto, Canada. 27–31. Oct. 1975. p. 343–56.
- 660 Mancuso, R.F. 1997. « Chromium as an industrial carcinogen: Part I ». *Am. J. of Ind. Med.* **31** : 129–31.
- 661 McGrath, W.P. 1995. « Chromium and nickel ». Dans *Heavy Metals in Soils*, deuxième édition. B.J. Alloway, éd.
662 Blackie Academic and Professional. London, New York. p. 152–78.
- 663 Mertz, W. 1969. « Chromium occurrence and function in biological systems ». *Physiol. Rev.* **49** : 163–239.
- 664 Nriagu, J.O., et Nieboer, E. (éd.) 1988. *Chromium in the Natural and Human Environments*. John Wiley and Sons,
665 Toronto. 785 p.
- 666 Nriagu, J.O., Beaubien, S., et Blowes, D. 1993. « Chemistry of chromium in lakes ». *Environ. Rev.* **1**(2) : 104–20.
- 667 Nriagu, J.O., et Kabir, A. 1995. « Chromium in the Canadian environment ». *Environ. Rev.* **3** : 121–44.

- 668 NTP (National Toxicology Program). 2007. « NTP Technical Report on the Toxicity Studies of Sodium Dichromate
669 Dehydrate (CAS No. 7789-12-0) Administered in Drinking Water to Male and Female F344/N Rats and
670 B6C3F1 Mice and Male BALB/C and Am3-C57BL/6 Mice ». *Dans NTP Toxicity Report Series No. 72*. NIH
671 Publ. No. 07-5964. National Institutes of Health Public Health Service, US Department of Health and Human
672 Services. Research Triangle Park (Caroline du Nord).
- 673 NTP. 2008. *NTP Technical Report of the Toxicology and Carcinogenesis of Sodium Dichromate Dihydrate (CAS No.*
674 *7789-12-0) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Drinking Water Studies)*. National Toxicology Program, US
675 Department of Health and Human Services. Rapport n° NTP TR 546. Juillet. p. 192.
- 676 NTP. 2010. « NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Chromium Picolinate
677 Monohydrate (CAS No. 27882-76-4) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Feed Studies) ». *Dans NTP Technical*
678 *Report Series No. 556*. NIH Publ. No. 10-5897. National Institutes of Health, Public Health Service, US
679 Department of Health and Human Services. Research Triangle Park (Caroline du Nord).
- 680 MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1993. *Ontario Typical Range of Chemical Parameters in Soil,*
681 *Vegetation, Moss Bags and Snow*. Version 1.0a. PIBS No. 2792. Avril 1994. Section de phytotoxicologie,
682 Direction de l'élaboration des normes, MEO. Toronto. 212 p. + annexes.
- 683 OMS (Organisation mondiale de la Santé). 1988. *Chromium – Environmental Health Criteria No. 61*. Programme
684 international sur la sécurité des substances chimiques, Organisation mondiale de la Santé. Geneva. Rapport.
685 <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc61.htm>.
- 686 Outridge, P.M., et Scheuhammer, A.M. 1993. « Bioaccumulation and toxicology of chromium: Implications for
687 wildlife ». *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **1993**(130) : 31–77.
- 688 Oze, C., Fendorf, S., Bird, D.K., et Coleman, R.G. 2004. « Chromium geochemistry in serpentinized ultramafic rocks
689 and serpentinite soils from the Franciscan Complex of California ». *Am. J. Sci.* **304** : 67–101.
- 690 Panichev, H., Mabasa, W., Ngobeni, P., Mandiwana, K., et Panicheva, S. 2008. « The oxidation of Cr(III) to Cr(VI)
691 in the environment by atmospheric oxygen during the bush fires ». *J. Hazard. Materials.* **153** : 937–41.
- 692 Patterson, J.G. E. 1971. « Metal toxicities arising from industry ». *Tech. Bull. Min. Agric. Fish. Food Agric. Develop.*
693 *Adv. Serv.* **21** : 193–207. (mention dans Williams 1988).
- 694 Proctor, D.M., Suh, M., Campleman, S.L., et Thompson, C.M. 2014. « Assessment of the mode of action for
695 hexavalent chromium-induced lung cancer following inhalation exposures ». *Toxicology* **25** : 160–79.
- 696 Prokisch, J., Katz, S.A., Kovacs, B., et Gyori, Z. 1997. « Speciation of chromium from industrial wastes and
697 incinerated sludges ». *J. Chromatography A.* **774** : 363–71.
- 698 Puls, R.W., Clark, D.A., Paul, D.J., et Vardy, J. 1994. « Transport and transformation of hexavalent chromium through
699 soils and into ground water ». *J. Soil. Contamin.* **3**(2) : 203–24.
- 700 Rai, D., Eary, L.E., et Zachara, J.M. 1989. « Environmental chemistry of chromium ». *Sci. Total Environ.* **86** : 15–23.
- 701 Saleh, F.Y., Parkerton, T.F., Lewis, R.V., Huang, J.H., et Dickson, K.L. 1989. « Kinetics of chromium transformations
702 in the environment ». *Sci. Tot. Environ.* **86** : 25–41.
- 703 Sasso, A.F., et Schlosser, P.M. 2015. « An evaluation of *in vivo* models for toxicokinetics of hexavalent chromium in
704 the stomach ». *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **287**(3) : 293–98.
- 705 SC (Santé Canada). 2016. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le*
706 *chrome*. Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-
707 territorial sur la santé et l'environnement, Santé Canada. Ottawa, Mars.
- 708 SC. 1986. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le chrome*. Publié
709 en 1979, mis à jour en 1986. Santé Canada. Ottawa.
- 710 Shupack, S.I. 1991. « The chemistry of chromium and some resulting analytical problems ». *Environ. Health Perspect.*
711 **92** : 7–11.
- 712 Skujinš, J., Nohrstedt, H.O., et Oden, S. 1986. « Development of a sensitive biological method for the determination
713 of a low-level toxic contamination in soils: 1. Selection of nitrogenase activity ». *Swed. J. Agric. Res.* **16** : 133–
714 18.
- 715 Stearns, D.M., Belbruno, J.J., et Wetterhaun, K.E. 1995. « A prediction of chromium (III) accumulation in humans
716 from chromium dietary supplements ». *FASEB-J.* **9** : 1650–57.
- 717 Steinhoff, D., Gad, S.C., Hatfield, G.K., et Mohr, U. 1986. « Carcinogenicity study with sodium dichromate in rats ». *Exp. Pathol.* **30**(3) : 129–41.
- 718

- 719 Sykes, T.L., Corning, R.R., et Earl, J. 1981. « The effect of soil-chromium III on the growth and chromium absorption
720 of various plants ». *J. Am. Leather Chem. Assoc.* **76** : 102–26.
- 721 Taylor, R.G., et Parr, P.D. 1978. « Distribution of chromium in vegetation and small mammals adjacent to cooling
722 towers ». *J. Tenn. Acad. Sci.* **53** : 87–91.
- 723 US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1984. *Health Assessment Document for Chromium. Final*
724 *Report*. Environmental Criteria and Assessment Office, United States Environmental Protection Agency.
725 Washington, District de Columbia. (EPA-600/8-83- 014F).
- 726 US EPA. 1998a. *Toxicological Review of Hexavalent Chromium—In support of Summary Information on the*
727 *Integrated Risk Information System (IRIS)*. US Environmental Protection Agency. Washington, District de
728 Columbia.
- 729 US EPA. 1998b. *Toxicological Review of Trivalent Chromium—In support of Summary Information on the Integrated*
730 *Risk Information System (IRIS)*. US Environmental Protection Agency. Washington, District de Columbia.
- 731 US EPA. 2010. *Toxicological Review of Hexavalent Chromium (CAS No. 18540-29-9): In Support of Summary*
732 *Information on the Integrated Risk Information System (IRIS)*. Septembre 2010. Ébauche d'examen externe.
733 EPA/635/R-10/004A. US EPA. Washington, District de Columbia.
- 734 USGS (US Geological Survey). 2012. *Mineral Commodity Summaries 2012*. US Geological Survey, Reston
735 (Virginie). 198 p.
- 736 Van Gestel, C.A.M., Dirven-Van-Breemen, E.M., et Baerselman, R. 1993. « Accumulation and elimination of
737 cadmium, chromium and zinc and effects on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta,
738 Annelida) ». *Sci. Total Environ.* supplément 1993, partie I, 585–97.
- 739 Van Gestel, C.A.M., Dirven-Van Breemen, E.M., Baerselman, R., Emans, H.J. B., Janssen, J.A.M., Postuma, R., et
740 Van Vliet, P.J.M. 1992. « Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in
741 standardized toxicity tests using the earthworm *Eisenia andrei* ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* **23** :
742 206–20.
- 743 Williams, J.H. 1988. *Chromium in Sewage Sludge Applied to Agricultural Land*. Office of Official Publications for
744 the Commission of the European Communities, Bruxelles. 58 p.
- 745 Zachara, J.M., Ainsworth, C.C., Cowan, C.E., et Resch, C.T. 1989. « Adsorption of chromate by subsurface soil
746 horizons ». *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53** : 418–28.