



Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols établies pour le nickel en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (Tableau 1). Un document scientifique plus élaboré, soutenant les recommandations présentées ici, est également disponible (CCME 2015).

Ces recommandations s'appliquent aux formes de nickel soluble (c.-à-d. le nickel sous forme de chlorure, de sulfate et de nitrate et insoluble (c.-à-d. le nickel sous forme de sulfure et d'oxyde). Le nickel sous forme de poussière de raffinage ou sous d'autres formes qui ne sont pas mentionnées ci-dessus (comme le subsulfure de nickel ou le nickel carbonyle) n'est pas visé par les présentes recommandations et doit faire l'objet d'une évaluation distincte.

Information générale

Le nickel (Ni) est un métal blanc argenté dur et cassant qui possède une haute conductivité thermique et électrique. La poudre de nickel est réactive et peut s'enflammer spontanément au contact de l'air.

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant le nickel (mg/kg).

| Recommandation ^a | Vocation du terrain | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Agricole | Résidentielle/parc | Commerciale | Industrielle |
| RQS _{SH} Non cancérigène et 10 ⁻⁶ RAC à vie Voie limitant la RQS _{SH} | 45 200 ingestion et contact cutané | 45 200 ingestion et contact cutané | 89 310 ingestion et contact cutané | 89 1000 inhalation de particules |
| RQS _{SH} Non cancérigène et 10 ⁻⁵ RAC à vie Voie limitant la RQS _{SH} | 200 ingestion et contact cutané | 200 ingestion et contact cutané | 310 ingestion et contact cutané | 2500 migration hors site |
| RQS _E Voie limitant la RQS _E | 45 Contact avec le sol | 45 Contact avec le sol | 89 Contact avec le sol | 89 Contact avec le sol |
| Recommandation de 1999 (RQS originale du Ni) | 50 | 50 | 50 | 50 |
| Critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991) | 150 | 100 | 500 | 500 |

Notes : RQS_E = recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQS_{SH} = recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine. RAC = risque additionnel de cancer.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} et d'une RQS_E. La recommandation pour la qualité des sols correspond donc à la plus faible de ces deux valeurs (CCME 2006). La recommandation originale pour la qualité des sols concernant le nickel de 1999 (basée uniquement sur la RQS_E) et le critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991) sont donc remplacés par la recommandation pour la qualité des sols concernant le nickel 2015 (CCME 2015).

Les recommandations de ce Feuillet d'information ne donnent qu'une orientation générale. Les conditions particulières à chaque lieu doivent être prises en considération dans l'utilisation de ces valeurs. Les recommandations peuvent être utilisées différemment selon les autorités concernées. Le lecteur est prié de consulter l'autorité appropriée avant d'appliquer ces valeurs.

(ATSDR 2005). Le nickel (CAS 7440-02-0) est un élément de transition du Groupe VIIIa du tableau périodique. Il porte le numéro atomique 28 et a une masse atomique de 58,63. Il fond à 1455°C, bout à 2913°C et possède une densité spécifique de 8,9 g/cm³ à 25°C (Haynes 2011). Le nickel possède des propriétés magnétiques qui sont cependant moindres que le fer (Cotton et Wilkinson 1988).

Bien que le nickel existe dans des états d'oxydation de -1, 0, +1, +2, +3 et +4, l'état de valence le plus commun dans l'environnement est le Ni(II) (également désigné sous le sigle Ni²⁺) (ATSDR 2005). Le Ni²⁺, avec un rayon ionique proche de celui du fer, du magnésium, du cuivre et du zinc, peut se substituer aux métaux essentiels dans les métallo-enzymes, et ainsi provoquer des perturbations dans les voies métaboliques (McGrath 1995).

Dans l'environnement, le nickel forme divers composés organiques et inorganiques dont l'abondance varie en fonction du milieu étudié et des conditions ambiantes. Dans l'eau, le Ni²⁺ forme divers composés de solubilités variables avec le sulfate, le nitrate, le chlorure, l'hydroxyde et le carbonate. Le nickel élémentaire est insoluble dans l'eau (Cotton et Wilkinson 1988; OMS 1991).

Au Canada, le nickel est une ressource commercialement exploitable. L'activité industrielle est orienté autour de l'exploitation minière, la fonte et le raffinage. Le Canada exporte du nickel vers plus de 70 pays (NRCan 2009) et est un des cinq premiers producteurs mondiaux, responsable d'environ 10% de la production globale (USGS 2011). Le nickel métallique, vendu sous forme de cathodes, de boulettes, de poudre, de briquette, de rondelles et de monnaie, est utilisé dans environ 3000 alliages, qui présentent plus de 250 000 applications (MAC 1991). Les aciers inoxydables au nickel sont employés dans les industries chimiques et alimentaires ainsi qu'en médecine. Les alliages fer-nickel constituent d'importants matériaux dans l'industrie électrique, et les alliages nickel-cuivre sont utilisés en construction navale.

Les composés de nickel sont également utiles dans diverses industries (IPCS 1991). L'hydroxyde de carbonate de nickel est utilisé dans le placage et la catalyse, le carbonate de nickel est un important matériau dans la fabrication des composants électriques; le chlorure de nickel anhydre est employé comme absorbant dans certains masques à gaz et dans le nickelage; l'hydroxyde de nickel sert à la fabrication d'électrodes; l'oxyde de nickel est une matière première d'importance en métallurgie, où il est utilisé dans les processus de fusion et de production d'alliages; le sulfate de nickel peut servir de catalyseur ou être employé dans les solutions d'électrolytes et en bijouterie et le nitrate de nickel est utilisé dans le nickelage et la fabrication de piles au nickel (WHO 1991).

Au Canada, le nickel est libéré naturellement dans les eaux de surface, les sédiments et les sols par l'altération et l'érosion des matériaux géologiques (*c.-à-d.* le substratum rocheux) (Painter et coll. 1994; NRCC 1981). Les sources naturelles du nickel atmosphérique comprennent la poussière du sol, le sel de mer, les volcans, les incendies de forêt et les exsudats particuliers de la végétation (Warren et Delavault 1954; Schmidt et Andren 1980; NRCC 1981; Richardson et coll. 2001). Les embruns marins peuvent contribuer beaucoup à la présence de nickel dans l'atmosphère dans les zones côtières. Les incendies de forêt peuvent aussi constituer des sources brèves, mais intenses (Havas et Hutchinson 1983).

De plus, le nickel pénètre dans le milieu aquatique par l'entremise d'effluents, de lixiviats et de dépôts atmosphériques de rejets anthropiques (Environnement Canada (EC) 1994). La production

primaire de métaux de base représente une source anthropique importante au Canada (Environnement Canada et Santé Canada (EC et HC) 1994). Les établissements miniers, les fonderies, les raffineries de pétrole et les industries manufacturières font également partie des principaux émetteurs (EC 2007). Certains rejets atmosphériques de moindre ampleur proviennent également de la production d'alliages, des entreprises de traitement de la ferraille, de l'incinération des ordures municipales, des boues d'épuration, de la fabrication du ciment, des fours à coke, du fonctionnement des tours de refroidissement et de l'extraction et du broyage de l'amiante (Jacques 1987; WHO 1991; EC et HC 1994).

À l'échelle de la planète, les plus importants rejets anthropiques proviennent de la combustion des combustibles fossiles (surtout du charbon et du pétrole) et de l'exploitation et de la fusion du nickel (McGrath 1995). Presque tous les secteurs de l'industrie rejettent des métaux lourds dans les écosystèmes atmosphériques, aquatiques et terrestres lors de processus à haute température (Wilson et coll. 1998).

Le nickel de source anthropique se trouve dans divers composés. La forme prédominante du nickel dans les raffineries est l'oxyde de nickel vert, qui est relativement inerte; tandis que les oxydes de nickel noirs ont une activité chimique plus importante. Des formes du nickel plus complexes et réactives sont souvent des sous-produits issus des procédés industriels tels que la production de minerais de sulfure de nickel (subsulfure de nickel (Ni_3S_2) et sulfate de nickel (NiS)) (Goodman 2011).

Les données sur les concentrations de nickel dans l'air en $\text{PM}_{2,5}$ (particules de matière de moins de $2,5 \mu\text{m}$ de diamètre) proviennent du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) d'Environnement Canada. Selon les échantillons d'air ambiant recueillis dans l'ensemble du Canada de 2003 à 2009 par le RNSPA, la moyenne globale des stations urbaines et rurales était de $0,94 \text{ ng/m}^3$ (Santé Canada (HC) 2011). Les concentrations moyennes et médianes étaient très semblables pour les zones urbaines et rurales.

Des concentrations plus élevées de MPTS (matières particulaires totales en suspension) ont été décelées à proximité des sources industrielles de nickel (Brecher et coll. 1989; Dobrin et Potvin 1992; OMOE 1992).

Les niveaux médians de $\text{PM}_{2,5}$ et de PM_{10} dans les résidences rurales de l'Ontario étaient légèrement plus élevés ($0,7 \text{ ng/m}^3$ et $1,5 \text{ ng/m}^3$, respectivement) par rapport aux foyers urbains ($0,6 \text{ ng/m}^3$ et $1,0 \text{ ng/m}^3$) d'Ottawa (Rasmussen et coll. 2007). En région rurale, les concentrations de nickel $\text{PM}_{2,5}$ dans l'air intérieur étaient légèrement plus élevées ($1,0 \text{ ng/m}^3$) que les concentrations mesurées dans l'air intérieurs ($0,7 \text{ ng/m}^3$), mais il n'y avait aucune différence entre le niveau médian de nickel $\text{PM}_{2,5}$ mesuré dans l'air intérieur et extérieur des résidences situées en milieu urbain ($0,6 \text{ ng/m}^3$) (Rasmussen et coll. 2006).

Fergusson et Kim (1991) ont noté que la concentration médiane de nickel dans la poussière domestique de plusieurs villes du monde était de $40 \mu\text{g/g}$. Rasmussen et coll. (2008) ont noté une concentration médiane de 41 mg/kg dans la poussière domestique basée sur des échantillons de poussière prélevés dans 22 résidences d'Ottawa, ON.

Le nickel est présent à l'état naturel dans les sols en raison de l'altération chimique et mécanique qui transforme les roches en sol. Le nickel est présent dans les granites, les grès et les calcaires dans des concentrations allant de 5 à 20 mg/kg, mais il peut atteindre des concentrations beaucoup plus élevées dans le substratum rocheux ultramafique et mafique. Selon la distribution des roches mafiques et ultramafiques au Canada, des zones avec des sols naturellement enrichis devraient se trouver dans la majorité des régions canadiennes (à l'exception possible de la vallée du Saint-Laurent et les plaines du sud de l'Alberta et de la Saskatchewan (Doyle 1991).

Aux fins de la présente recommandation pour la qualité du sol, une concentration moyenne de nickel de 26,8 mg/kg calculée à partir de données de base sur le till (à l'exception des zones rocheuses enrichies de nickel et des gisements de nickel) compilées par la Commission géologique du Canada (Rencz et coll. 2006; Grunsky 2010) est considérée comme représentative des concentrations typiques de nickel dans les sols canadiens.

Les concentrations dans le sol canadien sont très variables, mais sont généralement similaires aux moyennes mondiales mentionnées ci-dessus. La présence localisée de sols naturellement enrichis en nickel à l'échelle du Canada (à l'exception possible des basses terres du fleuve Saint-Laurent et les régions du sud de la plaine de l'Alberta et la Saskatchewan) s'explique probablement par la distribution du substratum rocheux mafique et ultramafique enrichi de nickel au Canada (Doyle, 1991).

Les concentrations de nickel dans les eaux de surface au Canada sont généralement inférieures à 2 µg/L, (CRNC 1981; Moore et Ramamoorthy 1984; Léger 1991). L'éventail de concentrations dans les eaux douces non contaminées au Canada est de 1 à 10 µg/L, (CRNC 1981; Moore et Ramamoorthy 1984; Léger 1991).

Une concentration moyenne de 2.9 µg/L (n=12 251) a été calculée (HC 2011) en s'appuyant sur les concentrations de nickel dans l'eau potable en Ontario, en Saskatchewan et à Terre-Neuve-et-Labrador. Les données sont fondées sur les concentrations de nickel présentes dans l'eau traitée du Programme de surveillance de l'eau potable de l'Ontario (PSEP) de 1998 à 2007, l'eau potable de la Saskatchewan de 2000 à 2009 et l'eau du robinet de Terre-Neuve-et-Labrador échantillonnée de janvier 2000 à juin 2009 (HC 2011).

Les concentrations de nickel dans les sédiments des lacs canadiens variaient de <10 à >4000 mg/kg ps (Bradley et Morris 1986; Bodo 1989). Les concentrations de base dans les sédiments d'eau douce canadienne variaient de 2 à 50 mg/kg ps (Moore et Ramamoorthy 1984; Arafat et Nriagu 1986; Jackson 1988; Bodo 1989). Le taux de nickel dans les sédiments alluviaux recueillis en 2004 dans 20 écorégions du Yukon variaient de 16,31 à 111,1 mg/kg et les concentrations médianes variaient de 8 à 38 mg/kg (Garrett 2004 *comm. pers.*).

Divers chercheurs ont signalé des concentrations de nickel mesurées dans les légumes du jardin, les fruits, les poissons, les crustacés et les espèces sauvages. Cette information est résumée dans CCME (2015).

DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT ET COMPORTEMENT DANS LE SOL

En raison de son utilisation et de son rejet dans l'environnement, le nickel est présent dans l'atmosphère, l'eau, les sédiments, les sols et le biote du monde entier. La distribution globale et la persistance du nickel suggèrent que les cycles naturels sont les processus qui ont la plus grande incidence sur le devenir de ce métal puisqu'un élément ne peut être dégradé dans l'environnement. De ce fait, le devenir du nickel dépend de nombreux facteurs biologiques et physicochimiques qui agissent sur les échanges cycliques entre les composantes biotiques et non biotiques du milieu. Les plus importants de ces facteurs sont le pH ainsi que la présence et l'abondance de matières organiques, d'hydroxydes, de minéraux argileux, de cations et de complexes ligands (NRCC 1981). Le nickel possède une grande affinité avec les surfaces chargées négativement associées aux minéraux argileux, aux hydroxydes, aux composés organiques et aux carbonates. Par conséquent, il a tendance à être enlevé rapidement des solutions. Bien que les sols de surface et les sédiments aquatiques agissent parfois comme des puits temporaires pour le nickel, des changements dans les conditions environnementales peuvent toutefois provoquer la remobilisation du nickel et son transfert dans d'autres composantes de l'écosystème.

COMPORTEMENTS ET EFFETS DANS LE BIOTE

Processus microbien des sols

La toxicité du nickel pour les micro-organismes du sol varie selon le type de sol. La forte teneur en argile du sol augmente sa capacité d'échange cationique (CEC) et sert de protection contre la toxicité du nickel. Les sols présentant un pH plus élevé ont également pour effet de diminuer la toxicité du nickel pour plusieurs micro-organismes comme l'eurobactérie, les actinomycètes, les levures et les champignons (Babich et Stotzky 1982). Les concentrations produisant un effet sur les processus microbiens des sols varient de 6,6 à plus de 1000 mg/kg (CCME 2015).

L'ajout de 294 mg Ni/kg au sol (sous forme de NiCl₂) a entraîné une diminution de 17% de la nitrification et de la minéralisation de l'azote (Liang et Tabatabai 1977; 1978). Une concentration de 1000 mg/kg a réduit la minéralisation et la nitrification de 36% et de 68% respectivement (Giashuddin et Cornfield 1978).

La minéralisation du carbone a également été affectée par l'ajout de nickel dans les sols. Dans un sol sableux, la minéralisation du carbone a diminué après une exposition de 2 à 6 semaines à une concentration de 10 mg Ni/kg de NiSO₄ (la plus faible concentration d'exposition testée) (Cornfield 1977). Brookes et McGrath (1984) ont noté une diminution de 55% de la minéralisation du carbone à une faible concentration de nickel, soit 6,6 mg/kg, dans un sol de limon sableux dont le pH n'a pas été mesuré. En revanche, Bhuiya et Cornfield (1972) ont enregistré une réduction de 24% de la minéralisation du carbone dans un sol ayant une concentration allant jusqu'à 1000 mg/kg.

Plantes terrestres

Le nickel est essentiel à la croissance des plantes (Dixon et coll. 1975; Brown et coll. 1987a; 1987b; Aller et coll. 1990; Salt et coll. 2002); toutefois des concentrations relativement élevées peuvent avoir des effets néfastes sur les végétaux.

Plusieurs auteurs ont rapporté que le nickel pourrait avoir une incidence sur le bilan en fer des

plantes (Khalid et Tinsley 1980; Adriano 2001). La toxicité peut également être causée par l'accumulation de nickel dans le cytoplasme des cellules et se liant à des composants cellulaires. Les plantes ayant une tolérance au nickel sont capables d'évacuer le nickel du cytoplasme vers les vacuoles (Salt et coll. 2002). Les concentrations produisant un effet sont normalement inférieures à 80 mg/kg de poids sec (ps) de plante, mais des effets ont été observés chez des plantes tolérantes contenant jusqu'à 1000 mg/kg ps de tissus (Brooks 1980; Cox et Hutchinson 1981; Kabata-Pendias et Pendias 1984). Des symptômes de blessures ont été observés pour une variété de légumes contenant aussi peu que 15 à 95 mg Ni/kg ps dans les pétioles des plantes (Frank et coll. 1982). Par exemple, Bazzaz et coll. (1974) ont noté que l'inhibition de la photosynthèse et la transpiration des tournesols étaient liées à la concentration de nickel dans les feuilles et à la période d'exposition.

Le pH du sol peut avoir un effet important sur la toxicité du nickel pour les plantes; un pH plus faible entraîne une toxicité plus élevée (Weng et coll. 2004; Li et coll. 2011). Une étude portant sur 16 sols européens a révélé que la capacité d'échange cationique du sol était la propriété du sol qui permettait le mieux de prédire la toxicité du nickel pour l'orge et la tomate (Rooney *et al.*, 2007). Certaines études ont démontré que la texture du sol affecte également la phytotoxicité du nickel; par exemple le trèfle est plus tolérant au nickel dans des sols fins plutôt que des sols à texture grossière (Elmosly et Abdel-Sabour 1997). La toxicité peut également être affectée par les nutriments du sol. Une étude a notamment démontré que le nickel était moins toxique pour les tournesols avec un apport de nitrate et d'ammonium au lieu d'un simple apport de nitrate (Zornoza et coll. 1999).

Invertébrés terrestres

Les concentrations produisant un effet chez deux espèces de ver de terre (*Eisenia foetida* et *Lumbricus rubellus*) varient de 20 à 40 000 mg/kg. À l'aide du même test (vitesse de croissance) et du même organisme (*Eisenia foetida*), Malecki et coll. (1982) ont observé que l'acétate de nickel, le carbonate de nickel, le chlorure de nickel, le nitrate de nickel et le sulfate de nickel produisaient des effets à des concentrations se situant entre 200 et 500 mg/kg, tandis que pour l'oxyde de nickel, le moins soluble des composés étudiés, la concentration produisant un effet s'élevait à 40 000 mg/kg. À l'aide d'un essai par contact (papier filtre), Neuhauser et coll. (1985) ont obtenu des résultats similaires établissant que chacun des sels de nickel solubles testés (acétate, chlorure, nitrate et sulfate) étaient assez semblables les uns par rapport aux autres. Cela contraste avec les nématodes pour lesquels le chlorure de nickel est beaucoup plus toxique que le nitrate de nickel (Peredney et Williams 2000).

La toxicité du nickel dans le sol pour les vers de terre dépend également de facteurs pédologiques ayant une incidence sur la biodisponibilité de ce métal. Selon des données recueillies par Ma (1982), il existerait une corrélation négative entre les facteurs de concentration des métaux lourds dans les vers de terre et le pH et la CEC du sol.

Espèces vertébrées, oiseaux et autres espèces fauniques

Les mammifères et les oiseaux sont capables d'accumuler du nickel, et l'exposition alimentaire est probablement la voie la plus importante dans la plupart des cas. Lors de l'ingestion, l'absorption du nickel est influencée par plusieurs facteurs, dont la solubilité du composé de nickel, la dose, l'âge et l'alimentation. L'absorption se traduit souvent par des facteurs de bioaccumulation relativement

faibles. Des études chez des rats, des chiens et des souris montrent que seulement 1 à 10% du nickel administré par voie orale (Ni, NiCl₂ et NiSO₄) provenant de l'eau potable ou de l'alimentation est absorbé par le tractus gastro-intestinal (Ho et Furst 1973; Schroeder et coll. 1974; Ambrose et coll. 1976).

De nombreuses études sur le rat (Whanger 1973), le canard (Cain et Pafford 1981), le bétail (O'Dell et coll. 1971; Spears et coll. 1986) ainsi que les mammifères et les oiseaux sauvages (Rose et Parker 1983; Outridge et Scheuhammer 1993) ont mis en évidence une accumulation de nickel dans les reins des animaux et des oiseaux après son absorption et sa distribution dans l'organisme.

Les animaux présentent une grande capacité d'élimination du nickel assimilé. La majeure partie du nickel absorbé par les animaux est éliminée par l'urine. Les fèces semblent être la plus importante voie d'élimination du nickel non assimilé. Tedeschi et Sunderman (1957) ont observé que 90% du nickel ingéré par des chiens était excrété dans les fèces et 10% dans l'urine.

On n'a noté aucune bioamplification du nickel chez les espèces aviaires ou mammifères. Les études comparant les concentrations de nickel dans la faune et leurs sources d'alimentation ont noté que les concentrations étaient soit similaires dans les différents niveaux trophiques, ou avaient même tendance à diminuer avec l'augmentation du niveau trophique (Scanlon 1987; Beyer et Miller 1990). De même, les concentrations de nickel mesurées dans les carcasses de souris provenant d'une zone humide étaient inférieures à la limite de détection de 0,6 mg/kg, malgré la présence de concentrations de nickel supérieures dans les sources d'alimentation (Torres et Johnson 2001a). Les concentrations étaient également beaucoup plus faibles que celles prédites à l'aide des modèles de bioaccumulation publiés (Torres et Johnson 2001b).

EFFETS SUR LA SANTÉ DES HUMAINS ET DES ANIMAUX DE LABORATOIRE

Des études menées sur des animaux de laboratoire et des humains (surtout des travailleurs industriels) ont démontré que des niveaux élevés d'exposition au nickel pouvaient être associés à divers types d'effets nocifs incluant des troubles gastro-intestinaux et neurologiques (ATSDR 2005). Néanmoins, les organismes de santé sont surtout préoccupés par les effets potentiels du nickel sur le développement du fœtus et ses liens avec le cancer des voies respiratoires (EU 2004; HC 1996; USEPA 1996; WHO 2000; 2007; EC 2001).

Dans une étude réalisée par le SLI (2000), des effets sur le développement (augmentation de la mortalité périnatale et perte post-implantation) ont été observés chez des rates exposées au sulfate de nickel pendant la gestation. En s'appuyant sur cette étude, le Danish Environmental Protection Agency (DEPA) a établi une dose sans effet nocif observé (NOAEL) de 1,1 mg/kg pc/jour pour la létalité périnatale (EU 2004). L'OMS (WHO 2007) et l'UE (EU 2008) ont toutes deux utilisé la NOAEL établie par la DEPA à la suite d'une nouvelle analyse des données du SLI (2000), et la NOAEL de 1,1 mg/kg pc/jour a été utilisée pour élaborer la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (CCME, 2015). À l'aide d'un facteur d'incertitude de 100 (10x pour les différences interspécifiques et 10x pour les différences intra-spécifiques) la dose journalière admissible (DJA) pour le nickel a été estimée à 11 µg Ni/kg pc/jour.

Pour ce qui est du cancer, des preuves épidémiologiques adéquates indiquent que le nickel peut être un agent cancérigène par voie d'inhalation. Dans le cadre d'une étude épidémiologique de cohortes, Doll et coll. (1990) ont démontré que l'exposition à des concentrations élevées de nickel « soluble », « oxydé » ou « sulfuré » a provoqué une mortalité accrue chez des travailleurs en raison de cancer du poumon et des voies nasales. En s'appuyant sur cette étude, Santé Canada (1996) a estimé une concentration tumorigène entraînant une augmentation de 5% de l'incidence de tumeurs (CT₀₅) de 40 µg Ni/m³ pour l'exposition à une combinaison de nickel oxydé, sulfuré et soluble. Relativement au calcul du risque de cancer, Santé Canada (1996) a noté que le cancer du poumon représentait un risque plus élevé que le cancer des voies nasales. Cette TC₀₅ correspond à une valeur de risque unitaire de 1,3 x 10⁻³ µg Ni/m³ et à des concentrations associées à un risque spécifique de 0,0008 µg/m³ pour un risque additionnel de cancer à vie de 1 x 10⁻⁶ et de 0,008 µg/m³ pour un risque additionnel de cancer à vie de 1 x 10⁻⁵.

Les effets non cancérigènes associés à l'inhalation de nickel comprennent des lésions pulmonaires comme l'alvéolite, l'inflammation chronique active, l'hyperplasie des macrophages alvéolaires et l'atrophie de l'épithélium olfactif nasal (NTP 1996 a; 1996b). Une approche du poids de la preuve, basé sur les données d'Environnement Canada et Santé Canada (EC et HC 1994), l'ATSDR (2005) et l'UE (EU 2008) a été employée pour adopter une concentration tolérable (CT) par inhalation de 0.02 µg Ni/m³ pour le sulfate et l'oxyde de nickel.

ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terrains selon la procédure décrite dans CCME (2006) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains (Tableau 1). Des explications détaillées sur l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant le nickel sont présentées dans CCME (2015).

Recommandations pour la qualité des sols: protection de l'environnement

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQSE) sont principalement fondées sur le contact avec le sol à partir de données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. Dans le cas des terrains à vocation agricole, des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les espèces aviaires sont incluses afin de protéger le bétail et les espèces fauniques s'alimentant de fourrages. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est effectuée pour toutes les vocations de terrain dans le but de protéger les processus microbiens essentiels. Pour les terrains à vocation commerciale et industrielle, une vérification portant sur la migration hors site est aussi effectuée pour éviter la contamination des terres adjacentes et plus sensibles. Les recommandations relatives au contact avec le sol et au cycle des nutriments et de l'énergie s'appliquent aux sols possédant un pH s'échelonnant de 4,0 à 8,6, puisque les études toxicologiques ayant servi à établir ces recommandations ont été effectuées en utilisant cette gamme de pH.

Aucune recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la vie aquatique, l'abreuvement du bétail ou l'eau d'irrigation n'a été calculée, car ces recommandations s'appliquent

uniquement aux contaminants organiques solubles. Les préoccupations concernant l'impact des contaminants inorganiques contenus dans les sols sur les ressources en eau doivent faire l'objet d'un examen propre à chaque site.

Pour les terrains à vocation agricole, la valeur la plus faible entre la recommandation liée au contact avec le sol, la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture et le cycle des nutriments et de l'énergie est recommandée comme RQS_E . Par conséquent, la RQS_E pour les terrains à vocation agricole est fondée sur le contact avec le sol (Tableau 2).

Pour les terrains à vocation résidentielle et les parcs, dans le cas des contaminants qui ne présentent pas de bioaccumulation ou de bioamplification (p.ex., le nickel), la RQS_E est fondée sur la plus faible valeur entre la recommandation pour la qualité des sols liée au contact avec le sol et la valeur de vérification du cycle des nutriments et de l'énergie. Par conséquent, la RQS_E pour les terrains à vocation résidentielle ou de parc est fondée sur le contact avec le sol (Tableau 2).

Pour les terrains à vocation commerciale et industrielle, la valeur la plus faible entre la recommandation pour la qualité des sols liée au contact avec le sol et la valeur de vérification du cycle des nutriments et de l'énergie est recommandée comme RQS_E . La RQS_E peut également être modifiée dans le cadre de la vérification environnementale de la migration hors site. La RQS_E pour les terrains à vocation commerciale et industrielle est fondée sur le contact avec le sol (Tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols: protection de la santé humaine

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) concernant le nickel doivent tenir compte des propriétés cancérigènes et non cancérigènes du nickel. Afin d'assurer la protection contre les effets non cancérigènes, les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine utilisent généralement une valeur de 20% de la dose journalière résiduelle admissible (c.-à-d., $20\% \times [DJA \text{ moins la dose journalière estimée ou DJE}]$). Toutefois, dans le cas du nickel, la DJE est plus élevée que la DJA, et ce calcul débouche sur une DJA résiduelle négative pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc et commerciale. Dans ces cas, une RQS_{SH} provisoire correspondant à la concentration de base du sol est généralement fixée (CCME 2006). Par ailleurs, la RQS_{SH} peut être établie en s'appuyant sur une exposition correspondant au moindre de (i) 10% de la DJE; ou (ii) 20% de la DJA (CCME 2015). Dans le cas du nickel, la RQS_{SH} a été élaborée en s'appuyant sur une valeur de 10% de la DJE.

Puisque le nickel peut agir comme agent cancérigène par voie d'inhalation, l'élaboration de la RQS_{SH} a également tenu compte de la protection contre les risques de cancer liés à des particules de poussière de sol en suspension susceptibles d'être inhalées. Plus précisément, les substances sans seuil d'effet (cancérigènes) nécessitent l'élaboration de RQS_{SH} s'appuyant sur une dose correspondant à un risque spécifié (DCRS), fondée sur les risques additionnels de cancer (RAC) à vie liés à l'exposition au nickel dans les sols par inhalation de poussières en suspension. Pour toutes les vocations de terrain, on a choisi l'adulte comme récepteur afin de déterminer les risques additionnels de cancer (RAC) à vie. Dans le cas des substances sans seuil d'effet, l'exposition humaine doit être réduite au maximum possible. Certaines provinces et certains territoires canadiens ont adopté un RAC à vie « essentiellement négligeable » de 1×10^{-5} (ou 1 sur 100 000) pour la gestion des risques des substances cancérigènes, tandis que d'autres provinces ou territoire utilisent

une RAC à vie de 1×10^{-6} (ou 1 sur 1 000 000). Compte tenu de ce fait, les calculs utilisés pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols ont été effectués à l'aide des deux valeurs de 1×10^{-5} et 1×10^{-6} de risque additionnel de cancer à vie.

Divers mécanismes de vérification sont appliqués, lorsque cela est approprié, aux recommandations préliminaires pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine afin d'élargir la protection qu'elles assurent, notamment le potentiel d'effets nocifs sur l'eau souterraine, les récoltes agricoles et le bétail.

Les RQS_{SH} établies pour le nickel à titre de mesure de protection contre les effets non cancérogènes sont de 200 mg/kg pour les terrains à vocation résidentielle/parc et des terrains à vocation agricole, de 310 mg/kg pour les terrains à vocation commerciale et de 2500 mg/kg pour les terrains à vocation industrielle fondées sur un mécanisme de vérification de la migration hors site de dépôts de sols érodés provenant d'activités commerciales et industrielles sur des terres agricoles adjacentes. Pour ce qui est des mesures de protection contre les risques de cancer (c.-à-d., par inhalation de poussières diffuse), les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine pour le nickel sont de 10 000 mg/kg pour toutes les vocations de terrain fondées sur une RAC à vie de 1×10^{-5} . Dans le cas d'une RAC à vie de 1×10^{-6} , la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine liée à l'inhalation de poussière diffuse est 1000 mg/kg pour les quatre types de vocation de terrain. Par conséquent, les paramètres des effets non cancérogènes correspondant aux valeurs les plus prudentes ont été utilisés pour toutes les vocations de terrain à l'exception des sites industriels qui requièrent une protection contre les risques de cancer équivalant à une RAC à vie de 1×10^{-6} .

La RQS_{SH} est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification. Sur cette base, la RQS_{SH} globale calculée pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc est de 220 mg/kg, de 330 mg/kg pour les terrains à vocation commerciale, basé sur le contact direct. Pour les terrains à vocation industrielle, les RQS_{SH} sont de 2500 mg/kg fondée sur la valeur de vérification de la migration hors site des sols lorsque le risque additionnel de cancer est fixé à 10^{-6} et de 1000 mg/kg fondée sur un risque additionnel de cancer à vie de 10^{-5} .

Aucune vérification n'a été effectuée pour les produits de la terre, la viande et le lait, car une telle vérification porte sur des substances susceptibles de faire l'objet de bioaccumulation ou de bioamplification. Il est à noter que les RQS_{SH} mentionnées dans les paragraphes précédents sont jugées protectrices dans la plupart des sites. Toutefois certaines voies d'exposition n'ont pas été évaluées lors de l'élaboration de la RQS_{SH}. Plus précisément, la RQS_{SH} n'a pas été évaluée relativement à la consommation de produits du jardin et la consommation d'eau potable (voir les notes sous le tableau 2). Par ailleurs, aucune valeur toxicologique de référence (VTR) pour protéger contre la dermatite de contact n'a pu être déterminée et la VTR pour la voie orale, qui est utilisée dans le calcul du RSQ_{SH} ne tient pas compte de cet effet.

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS CONCERNANT LE NICKEL

Les recommandations pour la qualité des sols sont destinées à assurer la protection de l'environnement et de la santé humaine. Les recommandations pour la qualité des sols correspondent à la plus faible de la RQS_E et de la RQS_{HH} . Pour toutes les vocations de terrain, la recommandation pour la qualité des sols pour le nickel est fondée sur la RQS_E (Tableau 1). Les critères provisoires pour la qualité des sols (CCME 1991) et les recommandations antérieures pour la qualité des sols concernant le nickel (EC 1999) sont remplacés par les RQS recommandées dans le présent document.

Le document CCME (2006) fournit des conseils sur les modifications pouvant être apportées aux recommandations pour la qualité des sols au moment d'établir des objectifs adaptés à des sites particuliers.

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols concernant le nickel (mg/kg)

| | Vocation du terrain | | | |
|---|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Agricole | Résidentielle/ parc | Commerciale | Industrielle |
| Recommandation | 45^a | 45^a | 89^a | 89^a |
| Recommandations et résultats de vérification à l'égard de la santé humaine | | | | |
| RQ _{SH} Non cancérigène et 10 ⁻⁶ RAC à vie | 200 | 200 | 310 | 1000 ^b |
| RQ _{SH} Non cancérigène et 10 ⁻⁵ RAC à vie | 200 | 200 | 310 | 2500 ^c |
| Recommandation relative au contact direct (ingestion et cutané) | 200 | 200 | 310 | 5100 |
| Recommandation relative au contact direct (inhalation de particules) ^d | | | | |
| 10 ⁻⁶ RAC à vie | 1000 | 1000 | 1000 | 1000 |
| 10 ⁻⁵ RAC à vie | 10 000 | 10 000 | 10 000 | 10 000 |
| Seuil | 5300 | 5300 | 19 000 | 19 000 |
| Vérification : eau souterraine (eau potable) | NC ^e | NC ^e | NC ^e | NC ^e |
| Vérification : produits de la terre, viande et lait | NC ^f | NC ^f | - | - |
| Vérification : migration hors site | - | - | 2500 | 2500 |
| Recommandations et résultats de vérification à l'égard de l'environnement | | | | |
| RQ _E | 45 | 45 | 89 | 89 |
| Recommandation relative au contact avec le sol | 45 | 45 | 89 | 89 |
| Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture | 528 | - | - | - |
| Vérification : cycle des nutriments et de l'énergie | 171 | 171 | 235 | 235 |
| Vérification : migration hors site | - | - | 287 | 287 |
| Vérification : eau souterraine (vie aquatique) | NC ^e | NC ^e | NC ^e | NC ^e |
| Recommandation de 1999 (RQS originale du Ni) | 50 | 50 | 50 | 50 |
| Critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991) | 150 | 100 | 500 | 500 |

Notes : NC = non calculé; RQ_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQ_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine; RAC = risque additionnel de cancer. Le tiret indique une recommandation ou un résultat de vérification qui n'est pas visé par le scénario d'exposition pour cette utilisation de terrain et qui, par conséquent, n'a pas été calculé.

^a Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_E et une RQ_{SH} pour cette utilisation de terrain. La recommandation pour la qualité des sols correspond donc à la plus faible de ces deux valeurs (CCME 2006). La recommandation originale pour la qualité des sols concernant le nickel de 1999 (basée uniquement sur la RQ_E) et le critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991) sont donc remplacés par la recommandation pour la qualité des sols concernant le nickel 2015 (CCME 2015).

^b La RQ_{SH} correspond à la recommandation sans seuil d'effet en cas de contact direct par inhalation de particules, car elle est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification pour cette utilisation de terrain à un RAC à vie de 1 sur 1 000 000.

^c La RQ_{SH} correspond à la valeur de vérification de migration hors site, car elle est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification pour cette utilisation de terrain à un RAC à vie de 1 sur 100 000.

^d La voie par inhalation a été élaborée pour une combinaison de nickel soluble, oxydé et sulfuré.

^e S'applique aux composés organiques et n'est pas calculé pour les substances métalliques. Les préoccupations relatives aux substances métalliques

doivent être examinées en fonction des caractéristiques précises de chaque site.

^f S'applique aux composés organiques non polaires et n'est pas calculé pour les substances métalliques. Les préoccupations relatives aux substances métalliques doivent être examinées en fonction des caractéristiques précises de chaque site.

Références

- Adriano, D.C. 2001. Trace elements in the terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability and risk assessments. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 2nd edition.
- Al-Khafaji, A.A. and M.A. Tabatabai. 1979. Effects of trace elements on arylsulfatase activity in soils. *Soil Sci.* 127: 129-133.
- Aller, A.J., J.L. Bernal, M.J. Del nozal and L. Deban. 1990. Effect of selected trace elements on plant growth. *J. Sci. Food Agric.* 51: 447-479.
- Ambrose, A.M., P.S. Larson, J.R. Borzelleca and G.R. Hennigar Jr. 1976. Long term toxicologic assessment of nickel in rats and dogs. *J. Food Sci. Technol.* 13: 181-187.
- Arafat, N. and J.O. Nriagu. 1986. Simulated mobilization of metals from sediments in response to lake acidification. *Water Air Soil Pollut.* 31: 991-998.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2005. Toxicological Profile for Nickel. Atlanta, Georgia, US Department of Health and Human Services, Public Health Service.
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=245&tid=44>
- Babich, H. and G. Stotsky. 1982. Toxicity of nickel to microorganisms in soil: Influence of some physicochemical characteristics. *Environ. Pollut.* 29: 303-315.
- Bazzaz, F.A., R.W. Carlson and G.L. Rolfe. 1974. The effect of heavy metals on plants: Part I. Inhibition of gas exchange in sunflower by Pb, Cd, Ni and Tl. *Environ. Pollut.* 7: 241-246.
- Beyer, W.N. and G. Miller. 1990. Trace elements in soil and biota in confined disposal facilities for dredged material. *Environ. Pollut.* 65: 19-32.
- Bhuiya, M.R.H. and A.H. Cornfield. 1972. Effects of addition of 1000 ppm Cu, Ni, Pb, and Zn on carbon dioxide release during incubation of soil alone and after treatment with straw. *Environ. Pollut.* 3: 173-177.
- Bodo, B.A. 1989. Heavy metals in seawater and suspended particulates from an urban basin impacting Lake Ontario. *Sci. Total Environ.* 87/88: 329-344.
- Bradley, R.W. and J.R. Morris. 1986. Heavy metals in fish from a series of metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Water Air Soil Pollut.* 27: 341-354.
- Brecher, R.W., M. Austen, H.E. Light and E. Stepien. 1989. Eco Logic Inc., Contract report for the Environmental Substances Division, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, ON, Canada, 146 pp.
- Brookes, P.C. and S.P. McGrath. 1984. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *J. Soil. Sci.* 35: 341-346.
- Brooks, N.N. 1980. Accumulation of nickel by terrestrial plants. In: Nriagu, J.O. [ed.], *Nickel in the Environment*, Wiley and Sons, New York.
- Brown, P.H., R.M. Welch, E.E. Cary and T. Chechai. 1987a. Beneficial effects of nickel on plant growth. *J. Plant Nutr.* 10: 2125-2135.
- Brown, P.H., R.M. Welch and E.E. Cary. 1987b. Nickel: a micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiol.* 85: 801-803.
- Cain, B.W. and E.A. Pafford. 1981. Effects of dietary nickel on survival and growth of mallard ducklings. *Environ. Contam. Toxicol.* 10: 737-745.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1991. Interim Canadian environmental quality criteria for contaminated sites. CCME, Winnipeg, MB.
- CCME. 2006. A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines. ISBN-10 1-896997 - 45-7 PDF, ISBN-13 978-1-896997 -45-2 PDF. CCME, Winnipeg, MB.
- CCME. 2015. Canadian Soil Quality Guidelines for Nickel: Protection of Environmental and Human Health Scientific Supporting Document. CCME, Winnipeg, MB.
- Cornfield, A.H. 1977. Effects of addition of 12 metals on carbon dioxide release during incubation of an acid sandy soil. *Geoderma* 19:199-203.
- Cotton, F.A. and G. Wilkinson. 1988. *Advanced Inorganic Chemistry: A Comprehensive Text*, 5th edition. Wiley-Interscience, New York, NY. In: (EC and HC). 1994. Priority Substances List Assessment Report: Nickel and its Compounds. Canadian Environmental Protection Act. Ministry of Supply and Services Canada Catalogue No. En 40-215/43E. 82 pp.
- Cox, R.M. and T.C. Hutchinson. 1981. Environmental factors influencing the rate of spread of the grass *Deschampsia Cespitosa* invading areas around the Sudbury nickel-copper smelters. *Water Air Soil Pollut.* 16: 83-106.
- Dixon, N.E., C. Gazzola, R.L. Blakely and B. Zerner. 1975. Jack bean urease (EC3.5.1.5). A metalloenzyme. A simple biological role for nickel. *J. Am. Chem. Soc.* 97: 4131-4133.
- Dobrin, D.J. and R. Potvin. 1992. Air Quality Monitoring Studies in the Sudbury Area: 1978 to 1988. Ontario Ministry of the Environment, Technical Assessment Section, Northeastern Region, Toronto, Ontario. PIBS 1870 ISBN 0-7729-8724-6. In: Government of Canada (EC and HC). 1994. Priority Substances List Assessment Report: Nickel and its Compounds. Canadian Environmental Protection Act. Ministry of Supply and Services Canada Catalogue No. En 40-215/43E. 82 pp. <http://www.hc->

- sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/ps11-lsp1/compounds_nickel_composes/index-eng.php
- Doelman, P. and L. Haanstra. 1986. Short- and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. *Biol. Fertil. Soils* 2: 213-218.
- Doelman, P. and L. Haanstra. 1989. Short- and long-term effects of heavy metals on phosphatase activity in soils: An ecological dose-response model approach. *Biol. Fertil. Soils*. 8:235-241.
- Doll, R., A. Andersen, W.C. Cooper, I. Cosmatos, D.L. Cragle, D. Easton, P. Enterline, M. Goldberg, L. Metcalfe, T. Norseth, J. Peto, J-P Rigaut, P. Roberts, S.K. Seilkop, H. Shannon, F. Speizer F, F.W. Sunderman, Jr., P. Thornhill, J.S. Warner, J. Weglo and M. Wright. 1990. Report of the International Committee on Nickel Carcinogenesis in Man. *Scand. J. Work Environ. Health*. 16: 1-82.
- Doyle, P. 1991. Nickel and chromium in Canadian soil: Natural variations and anthropogenic additions, Contract Report with Environment Canada. Geological Survey of Canada, Ottawa, ON, 16 pp.
- EC (European Commission). 2001. European Commission DG Environment. Ambient Air Pollution by As, Cd and Ni compounds. Position Paper. Final Version. Working Group on Arsenic, Cadmium and Nickel Compounds. http://www.ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_as_cd_ni.pdf (Octobre 2000).
- Elmosly, W.A. and M.F. Abdel-Sabour. 1997. Transfer characteristics and uptake of nickel by red clover grown on nickel amended alluvial soils of an arid zone. *Agri, Ecosystems Environ.* 65(1): 49-57.
- Environment Canada (EC). 1994. Priority Substances List Supporting Documentation - Environmental Sections: Nickel and its Compounds. Canadian Environmental Protection Act. 22 juin, 1994.
- Environment Canada (EC). 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for Nickel: Environmental Effects. Scientific Supporting Document. December 1999. National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- Environment Canada (EC). 2007. National Pollutant Release Inventory (NPRI). <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>
- Environment Canada and Health Canada. 1994. Priority Substances List Assessment Report: Nickel and its Compounds. Canadian Environmental Protection Act. Ministry of Supply and Services Canada Catalogue No. En 40-215/43E. 82 pp. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/ps11-lsp1/compounds_nickel_composes/index-eng.php
- Eur Comm, 2007. Air Quality Standards Eur Comm DG Environment. <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>.
- EU (European Union). 2004. Nickel sulphate risk assessment. Draft RAR. Préparé par Danish Environmental Protection Agency for the European Union. EC#232-104-9. <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis>
- EU. 2008. European Union risk assessment report - nickel and nickel compounds. Section 3.2 Effects Assessment. Version final, 30 mai, 2008.
- Ferguson, J.E. and N.D. Kim. 1991. Trace elements in street and house dusts: sources and speciation. *Sci. Total Environ.* 100: 125-150.
- Frank, R., K.I. Stonefield and P. Suda. 1982. Impact of nickel contamination on the production of vegetables on an organic soil, Ontario, Canada, 1980-1981. *Sci. Total Environ.* 26: 41-65.
- Garrett, R. 2004 pers. com. Summary statistics for nickel concentrations in stream sediment according to EcoRegion and EcoDistrict. Data on nickel concentrations in Prairie and Ontario soils. Natural Resources Canada (NRCan), Ottawa, ON. Communication personnel de Dr. Robert Garrett, 13 février, 2004.
- Giashuddin, M. and A.H. Cornfield. 1978. Incubation study on effects of adding varying levels of nickel (as sulphate) on nitrogen and carbon mineralisation in soil. *Environ. Pollut.* 15: 231-234.
- Goodman, J.E. 2011. Nickel metal not associated with lung cancer risk. *American Journal of Industrial Medicine.* 54(5): 419.
- Grunsky, E.C. 2010. Geochemical Background in Soil and Till from Selected Areas Across Canada, including New Brunswick and the Maritime Provinces Soil Survey. Part 1: Till Geochemistry from Selected Areas in Canada. Geological Survey of Canada, Natural Resources Canada.
- Havas, M. and T.C. Hutchinson. 1983. The smoking hills: natural acidification of an aquatic ecosystem. *Nature.* 301: 23-27.
- Haynes, W.M. [ed.]. 2011. Section 4. Properties of the elements and inorganic compounds in CRC Handbook of Chemistry and Physics, 91st Edition (Version Internet 2011). CRC Press/Taylor and Francis, Boca Raton, FL. <http://www.hbcpnetbase.com/> (Août 16 2011).
- HC (Health Canada). 1996. Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances. ISBN 0-662-24858-9. Santé Canada, Ottawa, ON.
- HC. 2011 Draft. Estimated Daily Intake Development Methodology Nickel. Santé Canada, Division des sites contaminés.
- Ho, W. and A. Furst. 1973. Nickel excretion by rats following a single treatment. *Proc. West Pharmacol. Soc.* 16: 245-248.
- IPCS (International Program on Chemical Safety). 1991. Environmental Health Criteria Series #108: Nickel. World Health Organization, Genève, Suisse, ISB 92-4-157108, 383+ pp. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc108.htm>
- Jackson, M.B. 1988. The dominant attached filamentous algae of Georgian Bay, the North Channel and eastern Lake Huron: Field ecology and biomonitoring potential during 1980. *Hydrobiol.* 163: 149-171.
- Jacques, A.P. 1987. Summary of emissions of antimony, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, manganese, mercury and nickel in Canada. Conservation and Protection. Environnement Canada, Ottawa. Unpubl. rep.
- Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1984. Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida. 315pp
- Khalid, B.Y. and J. Tinsley. 1980. Some effects of nickel toxicity on rye grass. *Plant Soil* 55: 139-144.
- Leger, D.A. 1991. Data summary report on nickel in Atlantic Canada (1973-1990). Environnement Canada, Inland Water Directorate, Water Quality Branch, Moncton, NB, Canada, IWD-AR-WQR-91-60, 32 pp.

- Li, B., H. Zhang, Y. Ma, and M.J. McLaughlin. 2011. Influences of soil properties and leaching on nickel toxicity to barley root elongation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74, pp.459-466.
- Liang, C.N. and M.A. Tabatabai. 1977. Effects of trace elements on nitrogen mineralization in soils. *Environ. Pollut.* 12: 141-147.
- Liang, C.N. and M.A. Tabatabai. 1978. Effects of trace elements on nitrification in soils. *J. Environ. Qual.* 7: 291-293.
- Ma, W.C. 1982. The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24: 109-119.
- MAC (Mining Association of Canada). 1991. Mining in Canada: Facts and figures. Ottawa, ON. 48 pp.
- Malecki, M.R., E.F. Neuhauser and R.C. Loehr. 1982. The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia* 24: 129-137.
- McGrath, S.P. 1995. Nickel In: Alloway, B.J. [ed.] *Heavy Metals in Soils* Blackie Academic & Professional, London. pp 152-174.
- Moore, J.W. and S. Ramamoorthy. 1984. *Heavy metals in natural waters: Applied monitoring and impact assessment*, Springer-Verlag, New York, 268 pp.
- Neuhauser, E.F., R.C. Loehr, D.L. Milligan and M.R. Malecki. 1985. Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia foetida*. *Biol. Fert. Soils.* 1: 149-152.
- NRCan (Natural Resources Canada). 2009. Canadian Minerals Yearbook (CMY) - 2009 Nickel. Minerals and Metals Sector, Natural Resources Canada. www.nrcan.gc.ca/mining-materials/markets/canadian-minerals-yearbook/2009/8466
- NRCC (National Research Council of Canada). 1981. Effects of nickel in the Canadian environment. Rep. No. 18568. National Research Council of Canada. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality.
- NTP (National Toxicology Program). 1996a. Toxicology and carcinogenesis studies of nickel sulfate hexahydrate (CAS NO. 10101-97-0) in F344/N rats and B6C3F1 mice (Inhalation Studies). U.S. DHHS. NTP TR 454. NIH Publication No. 96-3370.
- NTP. 1996b. Toxicology and carcinogenesis studies of nickel oxide (CAS NO. 1313-99-1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (Inhalation Studies). U.S. DHHS. NTP TR 451. NIH Publication No. 96-3367.
- O'Dell, G.D, W.J. Miller, S.L. Moore, W.A. King, J.C. Ellers and H. Jurecek. 1971. Effect of dietary nickel level on excretion and nickel content of tissues in male calves. *J. Animal Sci.* 32: 769-773.
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1992. Air Quality in Ontario: 1990. Queen's Printer for Ontario. ISSN 0840-9366, PIBS 1804-01/02, A86-A88. Cited in: EC and HC. 1994. Priority Substances List Assessment Report: Nickel and its Compounds. Canadian Environmental Protection Act. Ministry of Supply and Services Canada Catalogue No. En 40-215/43E. 82 pp.
- Outridge, P.M. and A.M. Scheuhammer. 1993. Bioaccumulation and toxicology of nickel: implications for wild mammals and birds. *Environ. Rev.* 1: 172-197.
- Painter, S., E.M. Cameron, R. Allan and J. Rouse. 1994. Reconnaissance geochemistry and its environmental relevance. *J. Geochem. Explor.* 51(3): 213-246.
- Peredney, C.L. and P.L. Williams. 2000. Comparison of toxicological effects of nitrate versus chloride metallic salts on *Caenorhabditis elegans* in soil. In: *Environmental Toxicology and Risk Assessment: Recent Achievements in Environmental Fate and Transport*. West Conshohocken, PA: American Society for Testing and Materials.
- Rasmussen, P.E., S. Beauchemin, M. Nugent, R. Dugandzic, M. Lanouette and M. Chernier. 2008. Influence of matrix composition on the bioaccessibility of copper, zinc, and nickel in urban residential dust and soil HERA 14(2): 351-371.
- Rasmussen, P.E., R. Dugandzic, N. Hassan, J. Murimboh and D.C. Grégoire. 2006. Challenges in quantifying airborne metal concentrations in residential environments. *Can. J. Analytic. Sci. Spectro.* 51: 1-8.
- Rasmussen, P.E., A.J. Wheeler, N.M. Hassan, A. Filiatreault and M. Lanouette. 2007. Monitoring personal, indoor, and outdoor exposures to metals in airborne particulate matter: Risk of contamination during sampling, handling and analysis. *Atmosp. Environ.* 41: 5897-5907
- Rencz, A.N, R. G. Garrett, S.W. Adcock and G.F. Bonham-Carter. (2006). *Geochemical Background in Soil and Till*. Geological Survey of Canada Open File 5084. http://geoscan.nrcan.gc.ca/starweb/geoscan/servlet.starweb?path=geoscan/download_e.web&search1=R=222148.
- Richardson, G.M., R. Garrett, I. Mitchell, M. Mah-Paulson and T. Hackbarth. 2001. Critical review on natural global and regional emissions of six trace metals to the Atmosphere. International Lead-Zinc Research Organization (ILZRO), International Copper Association (ICA) and Nickel Producers Environmental Research Association (NiPERA).
- Rooney, C.P., F.J. Zhao and S.P. McGrath. 2007. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation. *Environmental Pollution*, 145(2), pp.596-605.
- Rose, G.A. and G.H. Parker. 1983. Metal contents of body tissues, diet items, and dung of ruffed grouse near Sudbury, Ontario, Canada. *Can. J. Zool.* 61: 505-511.
- Salt, D.E., R.C. Prince and I.J. Pickering. 2002. Chemical speciation of accumulated metals in plants: evidence from X-ray absorption spectroscopy. *Microchem. J.* 71(2-3): 255-259.
- Scanlon, P.F. 1987. Heavy metals in small mammals in roadside environments: implications for food chains. *Sci. Total Environ.* 59: 317-323.
- Schmidt, J.A. and A.W. Andren. 1980. The atmospheric chemistry of nickel. In: Nriagu, J.O. [ed.]. *Nickel in the Environment*. John Wiley and Sons, New York, 93-135.
- Schroeder, H.A., M. Mitchener and A.P. Nason. 1974. Life-term effects of nickel in rats: Survival, tumors, interactions with traces elements and tissue levels. *J. Nutr.* 104: 239-243.

- Scott, D.E., W.A. Dick and M.A. Tabatabai. 1985. Inhibition of pyrophosphatase activity in soils by trace elements. *Soil Sci.* 139: 112-117.
- SLI (Springborn Laboratories Inc). 2000. An oral (gavage) two-generation reproduction toxicity study in Sprague-Dawley rats with nickel sulphate hexahydrate. Prepared by Springborn Laboratories Inc., Spencerville, Ohio for Nickel Producers Environmental Research Association, Durham, NC.
- Spears, J.W., R.W. Harvey and L.J. Samsell. 1986. Effects of dietary nickel and protein on growth, nitrogen metabolism and tissue concentrations of nickel, iron, manganese and copper in calves. *J. Nutr.* 116: 1873-1882.
- Tedeschi, R.E. and F.W. Sunderman. 1957. Nickel poisoning. V. The metabolism of nickel under normal conditions and after exposure to nickel carbonyl. *A.M.A. Arch. Ind. Health* 16: 486.
- Torres, K. C. and M. L. Johnson. 2001a. Bioaccumulation of metals in plants, arthropods, and mice at a seasonal wetland. *Environ. Toxicol. Chem.* 20(11): 2617-2626.
- Torres, K. C. and M. L. Johnson. 2001b. Testing of metal bioaccumulation models with measured body burdens in mice. *Environ. Toxicol. Chemistry* 20(11): 2627-2638.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1996. Integrated Risk Information System (IRIS) Database. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0271.htm>
- USGS (United States Geological Survey). 2011. Mineral commodity Summaries. <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/nickel/> (Janvier 2011).
- Warren, H.V. and R.E. Delavaut. 1954. Variations in the nickel content of some Canadian trees. *Transactions of the Royal Society of Canada*, XLVIII: 71-74.
- Weng, L. P., A. Wolthoorn, T.M. Lexmond, E.J. Temminghoff and W.H. van Riemsdijk. 2004. Understanding the effects of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability of nickel using speciation models. *Environ. Sci. Technol.* 38(1): 156-162.
- Whanger, P.D. 1973. Effects of dietary nickel on enzyme activities and mineral contents in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 25: 323-331.
- WHO (World Health Organization). 1991. Environmental Health Criteria 108: Nickel. International Programme on Chemical Safety. Genève. 383 pp. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc108.htm>
- WHO. 2000. Air Quality Guidelines Second Edition. Copenhagen, Denmark, World Health Organization, Genève, Suisse.
- WHO. 2007. Nickel in Drinking Water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, Geneva, Switzerland. WHO/SDE/WSH/07.08/55. http://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/nickel2ndadd.pdf
- Wilson, S., J. Murray and H. Huntington. 1998. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norvège.
- Zornoza, P., S. Robles and N. Martin. 1999. Alleviation of nickel toxicity by ammonium supply to sunflower plants. *Plant and Soil.* 208(2): 221-226.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2015. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - nickel. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour des questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec:

Environnement Canada

Bureau national des recommandations et des normes

200, boul. Sacré-Coeur

Gatineau (QC) K1A 0H3

Téléphone: 819-953-1550

Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca

Also available in English

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2015

Extrait de la publication n 1300; ISBN1-896997-36-8