

Réponse à la question du BAPE sur les enjeux de la filière uranifère (QUES17)

« Le Ministère considère-t-il que la présence de fortes concentrations en uranium à la surface du sol (de l'ordre de 1 000 ppm ou plus) pourrait localement présenter un risque pour la santé de certains utilisateurs du territoire comme les chasseurs et les campeurs? »

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

20 novembre 2014

AUTEURS

Marie-Hélène Bourgault, M. Sc.

Agente de planification, de programmation et de recherche
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Patrick Poulin, Ph. D.

Agent de planification, de programmation et de recherche
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Table des matières

Présence d'uranium dans le sol	1
Toxicité de l'uranium	2
Risques associés à l'exposition à un sol dont la concentration en uranium atteindrait 1 000 mg/kg.....	2
Références	3

Présence d'uranium dans le sol

L'uranium naturel est trouvé à des concentrations variables dans les matrices environnementales telles que les roches, le sol, l'air, l'eau et les aliments (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire [IRSN], 2008, California Environmental Protection Agency [Cal/EPA], 2001). Cet uranium est généralement constitué d'un mélange de trois isotopes radioactifs, soit l'²³⁸U – dans une proportion de 99,27 % – de même que l'²³⁵U et l'²³⁴U – dans des proportions de 0,72 % et de 0,006 % (Cal/EPA, 2001). L'abondance relative de ces isotopes peut varier de façon importante au regard des différents types de matrices environnementales; les proportions présentées ci-dessus constituant un patron d'abondances relatives moyennes. À cet effet, on présume généralement que la concentration moyenne en uranium total de la croûte terrestre est de 2,7 parties par million – ppm ou mg/kg (Beaudoin *et al.*, 2014).

Au Québec, les concentrations moyennes (géométriques) en uranium associées aux sédiments de lacs et de ruisseaux varient de 0,37 à 3,3 mg/kg selon les provinces géologiques considérées (Choinière et Beaumier, 1997). Les auteurs cités ici indiquent que les concentrations mesurées dans ces sédiments d'origine continentale constituent de bons indicateurs des concentrations pouvant être trouvées dans les sols. La province géologique des Basses-Terres présente dans le sol des teneurs de fond en uranium environ cinq fois plus faibles que celles des autres provinces. Les provinces géologiques du Supérieur, de Churchill et du Grenville montrent les bruits de fond les plus élevés, en raison, notamment, de la présence de certaines unités géologiques silicatées dont le potentiel uranifère est reconnu (tel le granite). Par exemple, la valeur du 98^e centile de la concentration de fond en uranium de la province géologique du Supérieur est de 30,1 mg/kg (Choinière et Beaumier, 1997). De plus, certaines données accessibles de radiométrie gamma aéroportée¹ montrent des concentrations régionales majoritairement de moins de 65 mg/kg – données provenant de Ressources naturelles Canada intégrées au géoportail de l'Institut national de santé publique du Québec [INSPQ]²).

Toutefois, localement, certaines structures et unités géologiques (brèches, intrusions, dépôts, etc.) ainsi que certains sites hébergeant des résidus miniers ou industriels sont plus susceptibles de présenter d'importantes concentrations en uranium. De tels contextes sont observés partout dans le monde (Ibrahim et Whicker, 1992; Pettersson et Koperski, 1991; Carvalho *et al.*, 2007a, 2007b; Carvalho et Oliveira, 2007; Fernandes *et al.*, 2006; Juznic *et al.*, 1988; Sill *et al.*, 1977; Frostick *et al.*, 2011). À l'échelle du Québec, il existe, somme toute, peu de secteurs, d'affleurements rocheux ou de dépôts superficiels dont les concentrations en uranium totalisent 1 000 mg/kg ou plus; leur présence demeure associée à des contextes particuliers. En effet, certaines données font état de concentrations élevées en uranium dans les sédiments de certains lacs et ruisseaux du Nord québécois, atteignant par endroit 5 000 mg/kg³ (données du ministère des Ressources naturelles et de la Faune intégrées au géoportail de l'INSPQ; Choinière et Beaumier, 1997). De plus, certaines anomalies géologiques (ex. : carbonatite d'Oka (dans les Laurentides) ou de Saint-Honoré (au Saguenay – Lac-Saint-Jean) peuvent présenter de très fortes teneurs en uranium (ex : 0,47 % dans le cas de Saint-Honoré; Beaudoin *et al.*, 2014). Il faut noter qu'il n'y a jamais eu d'activité minière uranifère au Québec.

¹ Teneur relative en uranium intégrée au niveau des 20 premiers centimètres du sol et évaluée par l'entremise de détecteurs disposés dans des avions.

² <https://www.inspq.rtsq.ca>

³ Les sédiments réduits constituent des sites de rétention préférentielle pour l'uranium.

Toxicité de l'uranium

L'uranium est un métal lourd radioactif, ce qui lui confère à la fois une toxicité d'origine chimique et radiologique. Lors de l'ingestion d'eau potable enrichie en uranium à des concentrations supérieures à 20 µg/L, soit la limite admise dans le règlement sur l'eau potable du Québec (Gouvernement du Québec, 2014) une excrétion augmentée de bioindicateurs de toxicité rénale précoce a été observée dans des études épidémiologiques. Les données relatives aux études toxicologiques effectuées chez les animaux de laboratoire montrent que l'uranium est susceptible d'engendrer des effets sur le tubule contourné proximal et le glomérule lors d'expositions sous-chroniques (Santé Canada, 2001). Sur la base de ces effets, Santé Canada (2001) a déterminé une concentration maximale tolérable d'uranium de 0,6 µg/kg-jour.

Bien que le potentiel cancérigène de l'uranium dit naturel n'ait pas été mis directement en évidence, il est considéré comme un cancérigène sans seuil d'exposition par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR, 2009), et ce, à l'instar de tous les autres émetteurs de rayonnement ionisant. En effet, il a été démontré que l'exposition au rayonnement ionisant entraîne des effets cancérigènes pour des doses excédant environ 100 millisieverts (mSv).

Ainsi, à l'heure actuelle, les limites inhérentes aux études épidémiologiques ne permettent pas d'observer des effets cancérigènes à de faibles doses d'exposition. C'est d'ailleurs l'une des raisons qui justifient le maintien de l'emploi du modèle linéaire sans seuil pour caractériser le risque en lien avec l'exposition aux émetteurs de rayonnement ionisant. Le coefficient de risque recommandé par la CIPR (2009) est de 5,1 % de cas de cancer en excès pour une exposition à 1 Sievert.

Risques associés à l'exposition à un sol dont la concentration en uranium atteindrait 1 000 mg/kg

L'exposition à un sol présentant une concentration d'uranium équivalente à 1 000 mg/kg pose à la fois un risque chimique et radiologique, si l'on présume que la spéciation de cette charge confère à cet uranium un potentiel élevé de bioassimilation⁴. En effet, cette teneur est supérieure au critère maximal dans le sol de 23 mg/kg associé à la toxicité chimique de l'uranium que propose le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007). Ce critère est fondé sur la concentration maximale tolérable de Santé Canada pour les effets néphrotoxiques. Il tient également compte d'une exposition continue⁵ au sol d'un milieu agricole ou résidentiel durant toute la vie par ingestion, inhalation et contact cutané. Ce critère est suffisamment prudent au regard de la santé des enfants, soit la population la plus sensible, ainsi qu'aux autres sources d'exposition à l'uranium (soit celles non reliées au sol en cause), telles les aliments et l'eau.

De plus, la teneur de 1 000 mg/kg est aussi plusieurs fois supérieure à la majorité des critères résidentiels déterminés, par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA, 2000; 2014), sur la base de la toxicité radiologique de l'uranium. Ces derniers varient de 0,55 à 13,9 mg/kg considérant l'ingestion de produits cultivés sur le sol concerné, de 11,3 à 13,5 mg/kg considérant l'ingestion de sol, de 1 064 à 5 790 mg/kg considérant l'inhalation de poussières et de 2,90 à 2,92 mg/kg considérant l'exposition aux rayons gamma émis par le sol (US EPA, 2000). Un critère de 0,45 mg/kg pour l'exposition totale à toutes ces sources d'exposition a également été déterminé par l'agence américaine (US EPA, 2014).

⁴ La forme UO^{2+} , fréquemment détectée dans les milieux bien oxygénés, est la plus mobile et la plus assimilable.

⁵ C'est-à-dire 24 heures par jour, 7 jours par semaine et 52 semaines par année.

Ces critères sont fondés sur le risque cancérigène estimé pour les émetteurs de rayonnement ionisant. Ils correspondent à un risque relatif d'un cancer supplémentaire parmi ceux qui se développeraient au sein d'une population de 1 000 000 de personnes exposées.

Quant au risque associé à l'exposition de certains utilisateurs du territoire comme les chasseurs et les campeurs, il demeure modulé en fonction des paramètres d'exposition propres à ce groupe d'individus. L'ampleur du risque mentionné précédemment (c'est-à-dire, les dépassements des critères santé) est consécutive à une exposition continue durant toute la vie. Pour une exposition réduite en raison de l'utilisation occasionnelle du territoire ciblé par la présente demande, l'ampleur du risque s'en trouvera réduite de façon proportionnelle. Par exemple, si l'exposition des chasseurs et des campeurs représente 10 % de l'exposition continue durant toute la vie, l'ampleur du risque serait dix fois moindre. Ainsi, afin de pouvoir entreprendre une analyse plus précise du risque populationnel engendré par l'exposition d'un chasseur ou d'un campeur à un sol riche en uranium (1 000 mg/kg), il serait utile de définir la fréquence des visites et la durée du temps passé sur le territoire par le ou lesdits individus. De plus, une évaluation environnementale devrait être réalisée afin d'estimer les teneurs d'uranium potentiellement trouvées dans l'air, l'eau et les aliments (ex. : gibier) de l'environnement concerné. En effet, l'ensemble de ces vecteurs d'exposition peut également potentiellement contribuer à la dose. Enfin, le risque radiologique devrait également tenir compte de l'exposition aux autres descendants de l'uranium, tels le ^{226}Ra , le ^{210}Pb et le ^{210}Po , associés à ces différents vecteurs d'exposition.

En conclusion, il appert, sur la base des critères répertoriés, que l'exposition continue d'un individu à un sol présentant une concentration en uranium de l'ordre de 1 000 mg/kg peut représenter un risque sanitaire au-delà des valeurs généralement admises par les organismes de santé. Par ailleurs, l'ampleur du risque propre à l'exposition à ce type de sol par un utilisateur du territoire (tels un chasseur ou un campeur) demeure tributaire des paramètres d'exposition en lien avec les activités de cet utilisateur, comme la période d'occupation du territoire par l'utilisateur ainsi que la contribution relative engendrée par l'exposition aux différents vecteurs environnementaux concernés.

Références

Beaudoin, G., Bergeron, K. M., Jébrak, M., King, J., Larivière, D., Michaud, A. et Wülser, P.A. (2014). *Étude sur l'état des connaissances, les impacts et les mesures d'atténuation de l'exploration et de l'exploitation des gisements d'uranium sur le territoire québécois*. Divex, Université Laval et Université du Québec à Montréal. Récupéré sur le site du BAPE :

<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/uranium-enjeux/documents/PR3.pdf>

California Environmental Protection Agency. (2001). *Public health goal for uranium in drinking water*. Récupéré sur le site de l'agence : <http://oehha.ca.gov/water/phg/pdf/uranium801.pdf>

Carvalho, F. P., Madruga, M. J., Reis, M. C., Alves, J. G., Oliveira, J. M., Gouveia, J. et Silva, L. (2007a). Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity*, 96(1-3), 39-46.

Carvalho, F. P., Oliveira, J. M., Lopes, I. et Batista, A. (2007b). Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity*, 98(3), 298-314.

Carvalho, F. P., et Oliveira, J. M. (2007c). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 274 (1), 167-174.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2007). *Canadian soil quality guidelines for uranium: environmental and human health. Scientific supporting document*. Récupéré du site de l'organisme : http://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents/uranium_ssd_soil_1.2.pdf

Commission internationale de protection radiologique. (2009). *Recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique*. (Publication n°103). Traduction de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, Paris, France : Éditions Tec&Doc et Lavoisier. Récupéré sur le site de la Commission internationale de la protection radiologique : http://www.icrp.org/docs/P103_French.pdf.

Fernandes, H. M., Lamego Simoes Filho, F. F., Perez, V., Franklin, MR., et Gomiero, L. A. (2006). Radioecological characterization of a uranium mining site located in a semi-arid region in Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 88(2):140-157.

Frostick, A., Bollhöfer, A. et Parry, D. (2011). A study of radionuclides, metals and stable lead isotope ratios in sediments and soils in the vicinity of natural U-mineralisation areas in the Northern Territory. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(10), 911-918.

Gouvernement du Québec. (2014). *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (Q-2, r. 40, à jour au 1^{er} novembre 2014), Québec : Éditeur officiel du Québec. Récupéré sur le site des Publications du Québec : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/Q_2/Q2R40.htm

Ibrahim S. A., et Whicker, F. W. (1992). Comparative plant uptake and environmental behavior of U-series radionuclides at a uranium mine-mill. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 156(2), 253-267.

Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire. (2008). *Note d'information. L'uranium et les risques associés*. Récupéré sur le site de l'institut : http://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/expertises-incident-accidents/incident-socatri_2008/Documents/irsn_tricastin_note-information-uranium.pdf

Južnič, K., Koponen, M.H., wr Južnič, A. (1989) Transfer of ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po to the environment during mining and processing of uranium ores. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 135(4), 293-298.

Pettersson, H. B. et Koperski, J. (1991). Investigation of aerial dispersion of radioactive dust from an open-pit uranium mine by passive vinyl collectors. *Health Physics*, 60(5):681-90.

Santé Canada. (2001). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui. Uranium*. Récupéré sur le site de l'organisme : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/uranium/uranium-fra.pdf

Sill. C. W. (1977). Simultaneous determination of ²³⁸U, ²³⁴U, ²³⁰Th, ²²⁶Ra, and ²¹⁰Pb in uranium ores, dusts, and mill tailings. *Health Physics*, 33:393-404.

U.S. Environmental Protection Agency. (2014). Preliminary remediation goals for radionuclides. Récupéré du site de l'agence : <http://epa-prgs.ornl.gov/radionuclides/>

U.S. Environmental Protection Agency. (2000). Soil screening guidance for radionuclides: technical background document"OSWER (Publication n° 9355.4-16). Washington : Agence. Récupéré du site de l'agence : <http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/radiation/radssg.htm#guide>