



Mémoire présenté par le ROB VQ

pour la

Consultation publique sur les enjeux de la filière

uranifère au Québec

Commission d'enquête du Bureau d'audiences publiques sur
l'environnement (BAPE)

25 novembre 2014

Mémoire présenté par le ROBVQ pour la Consultation publique sur les enjeux de la filière uranifère au Québec.

Rédaction :

Ghassen Ibrahim, Directeur **OBV Duplessis**

Aurélie Le Hénaff, Clara Othoniel, Chargées de projet **OBV Duplessis**

Réviseurs des OBV :

Stéphanie Daneau, Chargée de projets **COBALI** (Comité du bassin versant de la rivière du Lièvre)

Réviseurs du ROBVQ :

Jean-Paul Raïche, 1^{er} Vice-Président du ROBVQ, responsable des dossiers : la recherche, le Livre bleu, le Forum national sur les milieux humides, ainsi que les recommandations pour les projets de lois, règlements et stratégies.

Marc Fafard, Administrateur du ROBVQ, responsable des dossiers liés aux Autochtones et du Plan Nord.

25/11/2014

Sommaire

Sommaire.....	i
Liste des figures.....	iii
Liste des tableaux.....	iii
Introduction	1
1. Présentation des OBV et du ROBVQ	2
1.1 Présentation des OBV	2
1.2 Mission des OBV	2
1.3 Mandats des OBV.....	3
1.4 Outils des OBV	3
1.5 La gestion intégrée de l'eau par bassin versant au Québec.....	4
1.6 Présentation du ROBVQ	5
1.7 Mission du ROBVQ.....	5
1.8 Mandats du ROBVQ.....	5
2. L'uranium et ses produits de désintégration.....	6
2.1 Généralités	6
2.2 Comportement de l'uranium en milieu aquatique	6
2.3 Chaîne de désintégration de l'uranium	8
2.4 Toxicité	9
3. Contamination des ressources en eau.....	11
3.1 Via l'atmosphère.....	11
3.2 Via les eaux du site minier	14
3.2.1 Eaux d'exhaure.....	14
3.2.2 Eaux de procédés.....	14
3.2.3 Eaux de ruissellement et eaux de lixiviation	15
3.2.4 Effluents	17

4. Conséquences sur les usages de l'eau	18
4.1.1 Production d'eau potable.....	19
4.1.1.1 Présence d'uranium dans l'eau potable.....	19
4.1.1.2 Effets sur la santé de l'exposition à l'uranium via l'eau potable	22
4.1.1.3 Implications techniques et financières	24
4.1.2 Protection de la vie aquatique	26
4.1.2.1 Critères	26
4.1.2.2 Bioaccumulation et toxicité de l'uranium, du thorium et du radium sur les organismes aquatiques	28
4.1.2.2.1 Uranium	28
4.1.2.2.2 Thorium	30
4.1.2.2.3 Radium.....	31
5. Conclusions	33
6. Références	35

Liste des figures

Figure 1 : Chaîne de désintégration de l'uranium 238 (tiré de Regroupement pour la surveillance du nucléaire (1997))	9
Figure 2 : Critères de qualité de l'eau de surface pour l'uranium relatif à la protection de la vie aquatique (critère en mg/l) (Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs, 2013).....	27

Liste des tableaux

Tableau 1 : Normes concernant les substances radioactives dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec (2001)	20
Tableau 2. : Normes concernant les substances radioactives dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2014).....	21
Tableau 3 : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux douces : protection de la vie aquatique - uranium ($\mu\text{g/l}$) (total extractible, non filtré) (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011)	27

Introduction

Le Canada est reconnu pour être parmi les terres les plus fertiles en gisements uranifères et représente entre 20 à 25 % de la production mondiale annuelle d'uranium (Amabili-Rivet, 2013). Une commission d'enquête du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) porte présentement sur les enjeux de la filière uranifère au Québec.

Les OBV¹ et le ROBVQ², en tant que structures porteuses de la gestion intégrée de l'eau, sont interpellés par les enjeux de la filière uranifère au Québec. En effet, celle-ci comprend notamment l'extraction et l'exploitation du minerai, qui sont des activités qui, peu importe où elles auront lieu au Québec, se trouveront nécessairement dans un bassin versant. Or la gestion intégrée de l'eau par bassin versant doit tenir compte de tout ce qui se passe dans le bassin versant, incluant les processus naturels (écosystèmes terrestre et aquatique) autant que les activités humaines. Elle prend en considération l'ensemble des usages et activités ayant un impact sur la ressource eau. Cette approche permet d'avoir une vision globale et de connaître les effets cumulatifs des activités sur la ressource eau ainsi que sur les autres usages de l'eau (Regroupement des organismes de bassins versants du Québec, 2014).

C'est pourquoi les OBV et le ROBVQ sont concernés par les enjeux liés à l'exploitation de l'uranium et ont souhaité présenter un mémoire relatif à l'impact de l'uranium sur la ressource en eau.

Le présent mémoire se compose de cinq sections. La première décrit ce que sont les OBV et le ROBVQ. La seconde partie présente l'élément uranium et ses produits de désintégration. Ensuite, les voies potentielles de contamination de la ressource en eau sont indiquées tandis que la quatrième partie expose les conséquences selon les usages de l'eau définis par le MDDELCC (Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs, 2013). Enfin, la dernière section fait état des conclusions du mémoire.

¹ OBV : Organisme de bassins versants.

² ROBVQ : Regroupement des organismes de bassins versants du Québec.

1. Présentation des OBV et du ROBVQ

1.1 Présentation des OBV

Les organismes de bassins versants (OBV) mettent en oeuvre la gestion intégrée et concertée de l'eau par bassin versant sur des unités hydrographiques variant de près de 1 000 km² à 165 000 km² en tenant compte des principes du développement durable. Les orientations, la mission et l'encadrement de ces organismes sont définis par :

- la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection, adoptée en 2009 (L.R.Q c. C-6.2);
- la Politique nationale de l'eau, adoptée en 2002;
- l'actuel Cadre de référence pour les organismes de bassins versants du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).

Quarante organismes de bassins versants, créés par les acteurs du milieu, ont ainsi été reconnus comme responsables de chacune des zones hydrographiques du Québec méridional déterminées par le gouvernement, conformément à l'article 14 de la Loi.

1.2 Mission des OBV

Les OBV ont pour mission « d'élaborer et de mettre à jour un plan directeur de l'eau et d'en promouvoir et suivre la mise en oeuvre, en s'assurant d'une représentation équilibrée des utilisateurs et des divers milieux intéressés, dont le milieu gouvernemental, autochtone, municipal, économique, environnemental, agricole et communautaire, dans la composition de cet organisme » (Art. 14 (3) 1). Tous les représentants des acteurs de l'eau d'un territoire peuvent donc faire partie du conseil d'administration de l'organisme et, selon le cadre de référence actuel, dans une proportion de 20 % à 40 % pour les secteurs économique, communautaire et municipal. Les communautés autochtones sont actuellement intégrées au secteur municipal. Le secteur gouvernemental, quant à lui, est présent, mais sans droit de vote.

1.3 Mandats des OBV

Selon l'article 14 (5), le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs peut « fixer les règles applicables au fonctionnement et au financement de tout organisme constitué ou désigné [...] ». Ces règles de fonctionnement sont définies dans l'actuel cadre de référence pour les organismes de bassins versants et sont donc obligatoires pour l'ensemble des 40 OBV du Québec.

Les mandats définis dans le cadre de référence actuel sont les suivants :

- élaborer le plan directeur de l'eau (PDE) pour les bassins versants de leur zone hydrographique en informant et en faisant participer la population;
- faire signer des contrats de bassin par les acteurs de l'eau concernés;
- suivre la mise en oeuvre des contrats de bassin;
- mettre à jour le plan directeur de l'eau;
- informer de manière continue les acteurs de l'eau et la population du ou des bassins versants;
- participer à la réalisation du plan de gestion intégrée du Saint-Laurent lorsqu'il sera en vigueur.

En raison de leur statut d'organismes à but non lucratif, les OBV peuvent s'octroyer des mandats complémentaires en fonction de leur mission commune.

1.4 Outils des OBV

La table ou le comité de concertation est le plus connu des outils utilisés par les OBV pour réaliser leur mission d'élaboration et de suivi du plan directeur de l'eau. Les tables ou comités de concertation sont des lieux de discussion entre tous les acteurs et permettent de déterminer, en fonction du travail scientifique et technique préalable, les composantes du plan directeur de l'eau et leurs implications pour la réalisation des actions qui en découlent.

Le comité technique est un outil indispensable pour les OBV, puisque c'est au sein de celui-ci qu'est établie la validité technique et scientifique du contenu du plan directeur de l'eau. La pertinence et la qualité des données y sont assurées afin que le plan directeur de l'eau qui en découle soit le plus juste possible.

Les OBV ont été reconnus comme partenaires de l'Approche de coopération en réseau pour l'information géographique (ACRIGéo) du gouvernement du Québec, ce qui signifie qu'ils ont accès aux données géomatiques produites par plus de 20 ministères et organismes, dont le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), le ministère des Transports (MTQ), le ministère de la Sécurité publique (MSP), le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT), le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), etc. Ces données, couplées à celles disponibles auprès des MRC et des municipalités, forment un noyau d'information de qualité accessible à tous les gestionnaires par l'entremise du plan directeur de l'eau des OBV.

La gouvernance participative pour une gestion intégrée et concertée de l'eau est assurée par la participation citoyenne et celle des différents acteurs qui s'approprient les problématiques de l'eau présentes dans leur milieu pendant tout le processus d'élaboration, de mise en oeuvre et de suivi des plans directeurs de l'eau. De plus, des consultations publiques sont menées par les OBV, qui doivent tenir compte des perceptions sociales et informer la population dans le cadre de leurs mandats. Les consultations peuvent prendre différentes formes : consultations ciblées, sondages, rencontres de travail, groupes de discussion, comités de travail, etc.

1.5 La gestion intégrée de l'eau par bassin versant au Québec

Le bassin versant, ou bassin hydrographique, désigne l'ensemble du territoire drainé par un cours d'eau principal et par ses tributaires. Les limites du territoire du bassin versant sont définies à partir des points les plus élevés qui déterminent la direction d'écoulement des eaux de ruissellement jusqu'au cours d'eau principal. Sur un même bassin versant, il est très fréquent que plusieurs municipalités, MRC, propriétaires économiques, agricoles et forestiers soient présents, leur territoire respectif interagissant

l'un avec l'autre par l'écoulement des eaux. Leurs territoires sont très différents des frontières naturelles d'écoulement des eaux.

1.6 Présentation du ROBVQ

Le Regroupement des organismes de bassins versants du Québec (ROBVQ) est un organisme à but non lucratif créé en novembre 2001 et reconnu par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec comme étant son interlocuteur privilégié pour la mise en place de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant au Québec.

1.7 Mission du ROBVQ

Rassembler les organismes de bassins versants du Québec afin de favoriser la gouvernance de l'eau dans le cadre de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant dans une perspective de développement durable.

1.8 Mandats du ROBVQ

- 1.** Promouvoir les grands principes de la gouvernance et de la gestion intégrée et concertée de l'eau, des écosystèmes aquatiques et des autres ressources par bassin versant.
- 2.** Soutenir la mise en place et le fonctionnement des organismes de bassins versants au Québec.
- 3.** Représenter les organismes de bassins versants auprès des instances nationales, provinciales et internationales et des autres partenaires impliqués dans la gestion concertée de l'eau.
- 4.** Défendre les intérêts communs des membres.
- 5.** Favoriser l'échange d'information entre les membres du Regroupement.
- 6.** Élaborer et diffuser des outils de gouvernance et de gestion intégrée de l'eau par bassin versant.

7. Développer, pour les membres, des collaborations et des partenariats financiers afin de réaliser des actions inscrites aux plans directeurs de l'eau des organismes de bassins versants.
8. Développer et coordonner des programmes destinés à ses membres réguliers.
9. Développer des services pour les membres réguliers.

2.L'uranium et ses produits de désintégration

2.1 Généralités

L'uranium, élément chimique de symbole U, de la famille des actinides, est un métal lourd présent dans tous les types de sols et de roches. Sa concentration naturelle dans les roches dépend de la géochimie du milieu et tend à être plus élevée dans le granit (Santé Canada, 2010). L'uranium est présent dans la croûte terrestre à des concentrations de l'ordre de 2 à 3 ppm (Amabili-Rivet, 2013). Il se retrouve également dans les océans (Société Nucléaire Canadienne, 2008) et dans les milieux aquatiques (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

L'uranium naturel est composé de trois isotopes – 234, 235 et 238 –. Leur proportion relative est quasi identique dans tous les minerais d'uranium, l'uranium 238 étant l'isotope majoritaire ($^{238}\text{U}=99,28\%$, $^{235}\text{U}=0,72\%$, $^{234}\text{U}=0,0055\%$) (Santé Canada, 2001).

2.2 Comportement de l'uranium en milieu aquatique

➤ Dans l'eau

L'uranium peut présenter plusieurs états d'oxydation (+2, +3, +4, +5, +6). Dans les eaux souterraines, l'uranium se présente généralement à l'état tétravalent alors que dans les eaux de surface, l'état hexavalent prédomine (Groupe scientifique sur l'eau, 2003). La forme hexavalente est cependant la plus stable et a tendance à se lier à l'oxygène pour former l'ion uranyle (UO_2^{2+}).

La forme chimique de l'uranium dans l'eau dépend de nombreux facteurs physico-chimiques, tels que le pH, le potentiel redox, la présence de matière organique, etc. À titre d'exemple sur l'action du pH, l'ion uranyle libre est l'espèce la plus abondante à pH <5. À pH plus élevé, les complexes avec les hydroxydes et les carbonates dominant (Goulet et al., 2011).

La matière organique dissoute favorise la formation de complexes organiques stables de l'ion uranyle et contribue ainsi à sa migration dans les systèmes aquatiques (Garnier-Laplace et al., 2010).

➤ **Dans les sédiments**

Les sédiments constituent un élément important des systèmes aquatiques et servent d'habitat à une vaste gamme d'organismes benthiques et épibenthiques, qui constituent la diète alimentaire de nombreuses espèces de poissons et d'amphibiens. Une exposition à certaines substances contenues dans les sédiments pourrait présenter un danger important pour la santé de ces organismes (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2001).

Les sédiments ont la faculté de fixer de grandes quantités d'uranium, ce qui confère, à ce compartiment du biotope, un rôle de stockage significatif (Barillet S., 2007). Les sédiments accumulent les concentrations les plus élevées d'uranium dans les écosystèmes dulçaquicoles (Barillet S., 2007). Les eaux carbonatées augmentent la solubilité des uranyles. À contrario, des eaux acides aident à la rétention des ions uranyles. Par ailleurs, la présence de phosphates dans l'eau favorise la précipitation et la sédimentation des ions uranyles (Garnier-Laplace et al., 2010).

Les concentrations en uranium retrouvées dans les sédiments superficiels de milieux impactés par les rejets miniers d'uranium au Canada s'étendent de moins de 100 à plus de 1 000 µg/g poids sec (Barillet S., 2007). Au Canada, des concentrations de 5 650 et même jusqu'à 18 000 µg/g poids sec d'uranium ont été mesurées dans des sédiments situés en aval de rejets miniers, respectivement au lac Wollaston et à Port Hope (Ontario) (Barillet S., 2007).

Le niveau d'accumulation de métaux et de radionucléides dans les sédiments varie avec la qualité des effluents et la durée de l'exploitation. Cette accumulation peut mener à une diminution du nombre de taxa des invertébrés benthiques (Commission canadienne de sûreté nucléaire, 2014b).

2.3 Chaîne de désintégration de l'uranium

Tous les isotopes de l'uranium sont radioactifs, un microgramme d'uranium naturel ayant une activité de 0,025 Bq³ (Santé Canada, 2001). Les éléments radioactifs sont des éléments instables qui subissent des désintégrations jusqu'à la création d'un élément au noyau stable, en émettant des rayonnements ionisants. De ce fait, ils doivent être manipulés et gérés avec une précaution particulière (Chareyron B., 2008).

Les demi-vies⁴ des trois isotopes naturels de l'uranium varient de centaines de millions à des milliards d'années. Étant l'isotope majoritairement présent (> 99 %), c'est la chaîne de désintégration de l'uranium 238 que nous détaillons (figure 1). L'uranium 238 subit 14 désintégrations successives, jusqu'à la création d'un élément stable, le plomb 206 (Santé Canada, 2007). À chaque étape de la chaîne de désintégration, un nouvel élément est créé, chacun avec des demi-vies variables, tels que le thorium 230, le radium 226, le plomb 210 ou le polonium 210.

Tous les éléments produits au cours de ces chaînes de désintégration sont des métaux, sauf le radon, qui est un gaz.

³ Le becquerel est l'unité de mesure d'activité nucléaire (symbole Bq), elle correspond à la quantité de matière radioactive dans laquelle se produit une transformation (désintégration) par seconde (un Bq = une désintégration par seconde) (CCME, 2007).

⁴ La demi-vie correspond au temps que prend un élément pour désagréger la moitié de sa masse.

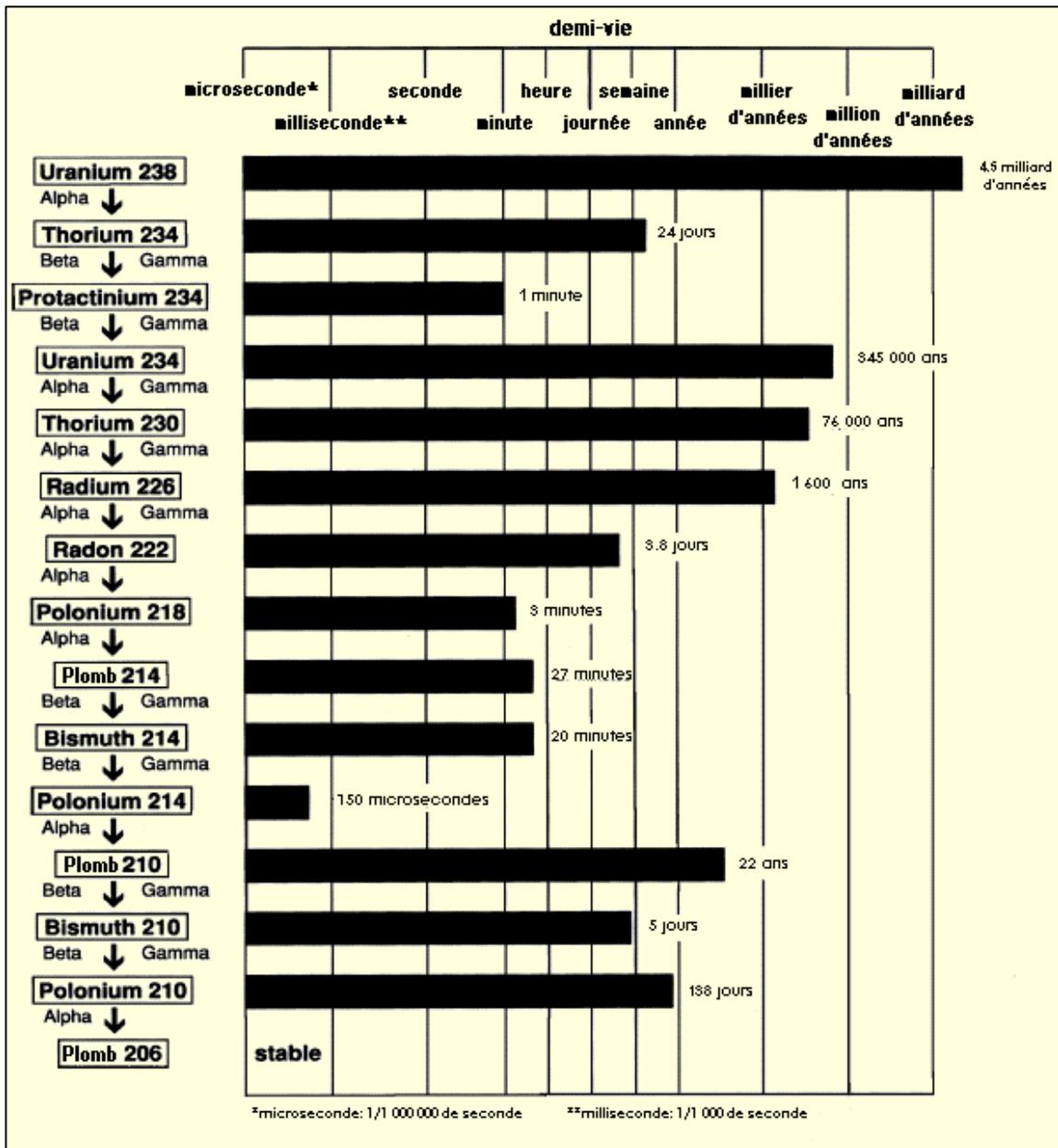


Figure 1 : Chaîne de désintégration de l'uranium 238 (tiré de Regroupement pour la surveillance du nucléaire (1997))

2.4 Toxicité

La toxicité de l'uranium est de deux types :

- la toxicité chimique, semblable à celle des autres métaux lourds comme le plomb ou le mercure ; les reins sont les organes critiques et les atteintes peuvent être graves (saturnisme, encéphalopathie). La toxicité chimique de

l'uranium varie en fonction de la voie d'exposition (inhalation ou ingestion) et en fonction de la solubilité et de la forme chimique des composés d'uranium absorbés (Réseau d'innovation DIVEX, 2014) ;

- la toxicité radiologique, nettement plus faible que sa toxicité chimique car l'uranium est faiblement radioactif (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014a).

À noter que la toxicité chimique de l'uranium est identique pour chacun de ses isotopes, contrairement à sa toxicité radiologique, qui varie d'un isotope à l'autre (activité massique (Bq/masse) : $^{234}\text{U}=2,31.10^8$; $^{235}\text{U}=8,0.10^4$; $^{238}\text{U}=1,24.10^4$) (Réseau d'innovation DIVEX, 2014).

En raison de l'émission de rayonnements α par l'uranium lors de sa désintégration, il a été classé comme cancérigène chez l'humain par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA) (Groupe scientifique sur l'eau, 2003).

À la toxicité de l'uranium, s'ajoute celle de ses éléments de désintégration.

Parmi eux, il y a le radon 222, qui est un gaz. Il constitue la source la plus importante d'exposition naturelle aux rayonnements et est reconnu comme élément cancérigène pour l'humain (cancer du poumon) (Institut national de santé publique du Québec, 2004).

Le radium 226 se dissout dans un environnement acide et peut ainsi contaminer les cours d'eau en contexte minier (Murray C., 2014). Lorsqu'il est ingéré, il se comporte comme le calcium et est retenu dans la structure osseuse (implication dans des cancers de type osseux) (Réseau d'innovation DIVEX, 2014).

Aussi, le polonium 210 est un agent cancérigène connu qui présente un danger d'irradiation s'il est absorbé en grande quantité par inhalation, par ingestion ou par une blessure (Commission canadienne de sûreté nucléaire, 2012).

Enfin, notons que de tous les sous-produits de la désintégration de l'uranium, le thorium 230 a la demi-vie la plus longue, soit 76 000 ans (Regroupement pour la surveillance du nucléaire, 1997). Il est particulièrement toxique pour le foie et les reins. Les radiations qu'il émet peuvent pénétrer le corps même à grande distance. Le thorium 230 présente une toxicité chimique comparable à celle de l'uranium mais une toxicité radiologique plus importante, du fait de ses descendants, des émetteurs α et β , dont les durées de vie sont relativement courtes, ce qui implique une émission d'énergie importante (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014c).

3. Contamination des ressources en eau

Dans cette section, nous nous attacherons à décrire comment les ressources en eau peuvent être touchées par l'exploitation de l'uranium, et plus particulièrement comment l'uranium extrait pourrait atteindre les masses d'eau. En effet, les radionucléides issus des activités minières uranifères peuvent rejoindre et contaminer par diverses voies les ressources en eau, qu'elles soient superficielles ou souterraines.

Trois méthodes principales d'extraction de l'uranium sont recensées, les mines à ciel ouvert, les mines souterraines et la méthode de lixiviation *in situ*, qui consiste en l'injection d'une solution chimique visant à dissoudre l'uranium. Actuellement, au Canada, seules les deux premières méthodes sont employées (Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, 2012; Dewar et al., 2013) et, plus particulièrement, celle à ciel ouvert. Nous nous sommes alors essentiellement penchés sur cette méthode.

Étant donné que le Québec ne compte pas de centrale nucléaire en fonctionnement, le volet des déchets radioactifs d'uranium enrichi n'est pas considéré dans ce mémoire.

Certains cas avérés de pollution des eaux suite à une activité minière d'uranium seront également exposés.

3.1 Via l'atmosphère

Les travaux d'exploration peuvent être à l'origine d'émissions de particules d'uranium et de ses produits de désintégration dans l'atmosphère lors des

échantillonnages du minerai par carottage, le découpage de ces échantillons, les forages prospectifs, les déblais de forage ainsi que les vides laissés par les échantillonnages (SENES Consultants Limited, 2008).

De la même manière, la phase d'excavation du minerai, en brisant par dynamitage la roche initialement en place, entraîne le rejet dans l'atmosphère de poussières pouvant contenir un pourcentage d'uranium.

Lors du transport du minerai depuis le lieu d'excavation dans la mine jusqu'à son lieu de traitement sur le site minier, des particules chargées de radionucléides peuvent s'échapper dans l'air.

Une fois extrait de la mine, le minerai est entreposé avant d'être traité pour en extraire l'uranium. Ces sites d'entreposage peuvent également être générateurs de poussières susceptibles de contaminer l'atmosphère (Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, 2012).

L'extraction et le traitement du minerai d'uranium génèrent deux types de déchets : les stériles⁵ et les résidus⁶ (Commission canadienne de sûreté nucléaire, 2014a). Entreposés sur la terre sèche et exposés à l'air, ils peuvent constituer des sources d'émissions de poussières contenant de l'uranium s'ils ne sont pas recouverts d'une couche de protection propre. De plus, les roches sont sujettes à une naturelle météorisation, qui comprend une désagrégation physique des roches et la minéralisation des éléments sous l'effet de processus physico-chimiques et/ou biologiques par l'action de la température, du vent et de la pluie. Ce même processus naturel peut être effectif au niveau d'une halde à stériles, entraînant ainsi la volatilisation ou la solubilisation de radionucléides encore présents dans la roche concassée et exposée aux conditions atmosphériques (Geipel et Bernhard, 2008).

Par ailleurs, lors du traitement du minerai, de l'uranium peut être libéré dans l'atmosphère par les usines de concentration, tant sous forme soluble que non soluble, et

⁵ Les stériles sont constitués de la roche résiduelle excavée afin d'accéder au gisement et sont séparés en stériles propres et en stériles minéralisés, d'après leur teneur en minerai.

⁶ Les résidus sont les déchets produits lors du broyage du minerai et de la concentration de l'uranium.

pourrait atteindre des plans d'eau sous l'action du vent (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

Ainsi, l'ensemble des particules (uranium et ses produits de désintégration), au contact de l'air, peuvent être transportées par le vent et redirigées vers le sol et l'eau. L'eau de surface et l'eau souterraine peuvent, de cette manière, être contaminées par l'uranium et ses produits de dégradation. Le plomb 210 et le polonium 210 sont notamment parmi les plus radiotoxiques (Chareyron B., 2008). En outre, au contact de l'humidité de l'air, l'uranium se transforme en fluorure d'uranyle (UO_2F_2), soluble dans l'eau. Ainsi, la mobilité de l'uranium augmente lorsqu'il atteint lacs et rivières (Murray C., 2014).

La phase du transport du concentré d'uranium, qui est sous forme de pâte (*yellow cake*), ne semble pas constituer un risque de contamination de l'atmosphère.

Enfin, lors de la fermeture d'une mine, en règle générale, les stériles propres sont empilés en surface et végétalisés, de manière à réduire au maximum l'infiltration de l'eau sur le site (Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, 2014). Les résidus miniers, eux, sont submergés dans la fosse résultant de l'extraction du minerai (Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, 2014). Les résidus et les stériles minéralisés doivent être gérés sur une longue période car ils pourraient contenir des concentrations importantes d'éléments radioactifs, notamment le thorium 230, le radium 226 et leurs produits de désintégration (Commission canadienne de sûreté nucléaire et al., 2014) et vont demeurer radioactifs pendant une longue période de temps. La Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) confirme que les résidus miniers peuvent contenir jusqu'à 85 % de la radioactivité originale du minerai exploité (Dewar et al., 2013). Ainsi, une surveillance du site est nécessaire, même après la fermeture de la mine, afin d'éviter une contamination de l'environnement immédiat. Chareyron (2008) indique que d'importantes quantités de stériles, ayant une radioactivité excédant celle de la croûte terrestre (20 beq/kg) par deux fois, sont dispersées dans l'environnement (Chareyron B., 2008).

3.2 Via les eaux du site minier

3.2.1 Eaux d'exhaure

Les eaux d'exhaure sont les eaux en provenance des activités de dénoyage de la mine qu'il est nécessaire de pomper pendant toute la durée d'exploitation de la mine (autant en mine souterraine qu'en mine à ciel ouvert). Ces eaux sont constituées par les eaux de pluie ruisselant dans la fosse de la mine ainsi que par des résurgences ou par des eaux souterraines qui peuvent s'infiltrer lorsque l'exploitation de la mine descend au-dessous du niveau d'une nappe phréatique. Également, lors du forage de la roche pour extraire le minerai, de l'eau est utilisée pour refroidir les mèches de forage ainsi que pour contrôler les poussières (Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, 2012). Cette eau fait également partie des eaux d'exhaure.

Les eaux souterraines leur sont particulièrement vulnérables. En effet, en phase d'exploration, la construction de divers puits ou rampes d'accès afin de vérifier les ressources en profondeur peuvent induire la formation de voies communicantes pouvant atteindre les nappes phréatiques et ainsi les exposer à une contamination par des radionucléides. Aussi, lors de la restauration de la mine, la fosse n'est plus dénoyée. Il y a alors un risque de contamination des eaux souterraines lorsque la mine est réalisée dans un milieu fissuré.

L'eau d'exhaure est stockée dans des bassins de stockage puis traitée (Commission canadienne de sûreté nucléaire - Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles - Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2014).

3.2.2 Eaux de procédés

Les eaux de procédés constituent les eaux issues des procédés des phases d'extraction et de concentration.

Ces eaux usées, contaminées par les produits chimiques utilisées lors de ces opérations, sont trop importantes pour être stockées indéfiniment (Teach Nuclear, 2014). Dans la plupart des sites miniers, elles peuvent être réutilisées en partie dans le procédé

de concentration, mais la plus grande partie doit être traitée avant d'être rejetée dans l'environnement.

Les deux principales méthodes utilisées pour le traitement de l'eau dans les mines et les usines de concentration d'uranium sont la précipitation chimique et la séparation pour éliminer les contaminants jugés préoccupants. La chaux est notamment utilisée pour neutraliser l'eau très acide provenant des usines de concentration ainsi que pour précipiter les hydroxydes métalliques. Le chlorure de baryum (BaCl_2) sert à produire un coprécipité de sulfate de baryum, tandis que le sulfate ferrique est utilisé en tant qu'absorbant pour faciliter la formation de flocculants (Commission canadienne de sûreté nucléaire et Environnement Canada, 2008).

Les sources, la quantité et la qualité de l'eau qui doit être traitée sont spécifiques au site et sont tributaires de l'hydrologie locale et des méthodes d'exploitation minière et de concentration choisies, ainsi que des caractéristiques du minerai, des stériles et des résidus miniers produits à chaque site.

3.2.3 Eaux de ruissellement et eaux de lixiviation

Les eaux de ruissellement constituent l'ensemble des eaux de drainage provenant de la totalité du bassin porteur des infrastructures minières. Elles sont souvent canalisées par des réseaux de fossés de drainage. Ces derniers doivent être installés de telle manière à entourer toutes les composantes du site minier, tel qu'indiqué dans la Directive 019 sur l'industrie minière (Gouvernement du Québec, 2012).

Souvent, un déboisement est réalisé au préalable sur le site minier afin de rendre possible les activités de décapage de la roche nécessaires pour les étapes de creusage des tunnels ou de la fosse à ciel ouvert. La plupart du temps, l'hydrographie et le réseau de drainage du bassin versant porteur de ces infrastructures en sont grandement modifiés. Le déboisement, la mise à nu du sol ainsi que d'autres modifications apportées au bassin versant vont faciliter le transport hydrologique des contaminants, radioactifs et autres. Sans végétation, la rétention de l'eau sur le sol devient très faible (Amabili-Rivet, 2013) et les probabilités que des contaminants radioactifs atteignent des plans d'eau deviennent plus grandes.

Dans l'étude d'impact sur l'environnement de l'exploration souterraine à Matoush, Ressources Strateco (2009) explique que les eaux de ruissellement n'ayant pas été en contact avec des minerais radioactifs ou autres contaminants sont redirigées vers un bassin de rétention. Bien que la qualité de l'eau soit suivie, celle-ci sera redirigée vers un milieu aquatique naturel sans traitement préalable à l'exception de la décantation des matières organiques qui a lieu dans le bassin. Un suivi plus approfondi est appliqué sur des eaux de ruissellement ayant été en contact avec des matières radioactives.

On assigne le terme d'« eau de lixiviation » à toutes les eaux de drainage minier acide (DMA). Celles-ci peuvent être le résultat de la saturation en eau de pluie d'une halde à stériles ou encore des eaux de suintement de parc à résidus miniers non étanches. Dans le cas où elles sont captées sur le site, ces eaux doivent être traitées avant leur rejet dans les milieux naturels, tel qu'indiqué dans la Directive 019 sur l'industrie minière (Gouvernement du Québec, 2012).

Les fosses à ciel ouvert entraînent la mobilisation d'un grand volume de stériles. Un drainage minier acide sera généré si ces stériles contiennent de la pyrite de fer (Fernandes et Franklin, 2001). La composition chimique de ce DMA dépend du taux d'oxydation de la pyrite qui est fonction de la température, du pH, de la teneur en oxygène ainsi que du volume d'eau infiltré et du patron de drainage créé à l'intérieur du stérile (Fernandes et Franklin, 2001).

L'eau de drainage minier représente un lourd fardeau environnemental (Groudev et al., 2008).

En Afrique du Sud, l'exploitation de l'or, qui est intimement lié à l'uranium, a laissé derrière elle 6 millions de stériles miniers sur 270 différents sites d'entreposage, tous localisés dans la zone du Witwatersrand, au sud de Johannesburg, correspondant à une superficie totale dégradée de 6 000 km² (Lieberink, 2014). Certains grands bassins miniers comme celui de la West Rand (situé à l'est du Witwatersrand) sont entièrement inondés par des eaux de drainage non traitées qui rejoignent les plans d'eau. En outre,

en plus de contenir de l'uranium, cette eau acide contient également d'autres métaux, manganèse, aluminium et cuivre (Lieberink, 2014).

Plusieurs rivières sont touchées par le drainage minier acide en Afrique du Sud. Le lit de la rivière Tweelopiespruit contient du « *Yellow Boy* » (une croûte formée d'hydroxyde de fer et d'uranium) qui migre pour rejoindre la rivière Limpopo (Lieberink, 2014).

Quant aux résidus miniers, ils sont souvent entreposés dans des cellules ou bassins afin d'être submergés par l'eau pour minimiser le transport aérien de contaminants radioactifs. Dans le cas où l'aquifère est proche de la surface, permettant un éventuel contact direct avec l'eau de surface, il est possible que ces contaminants soient remis en circulation. Les résidus uranifères peuvent alors contaminer l'eau souterraine. Cette situation a été rapportée par Sharma (2008) où une mine d'uranium souterraine dans l'état de Jharkhand en Inde a contaminé l'eau souterraine. Les radionucléides présents dans les résidus miniers ont pu rejoindre et contaminer le cycle hydrologique local. Cela a provoqué des effets dévastateurs sur la population à travers la consommation d'eau ainsi que sur l'environnement local (Sharma, 2008).

Peterson et al. (2008) rapportent un problème similaire à Moab Valley sur les plaines alluviales de la rivière Colorado en Utah (États-Unis) où il y a eu contamination d'un aquifère de surface par des eaux de suintement en provenance du parc à résidus miniers (Peterson et al., 2008). Cette eau contaminée, chargée en ammoniac et en radionucléides, s'est frayé un chemin à travers les couches d'alluvions perméables formant les limites de l'aquifère.

En outre, Chareyron (2008) considère que la diffusion de radionucléides dans les sédiments et les plantes aquatiques de milieux lotiques et lentiques par des eaux de procédés miniers contaminées ou par des eaux de lixiviation en provenance des stériles est un problème qui n'est pas encore correctement traité par les industries minières.

3.2.4 Effluents

Les effluents finaux constituent toutes les eaux usées de la mine ne nécessitant plus de traitement et qui sont rejetées dans le milieu récepteur ou dans un réseau d'égout.

Les contaminants potentiels contenus dans les effluents sont les produits de désintégration de l'uranium ainsi que divers métaux, comme le nickel ou le cuivre, ou des métalloïdes tels que l'arsenic, dont la présence et les concentrations dépendent du type de minerai d'uranium que l'on retrouve dans la région uranifère (Réseau d'innovation DIVEX, 2014). Aussi, peuvent s'y retrouver les différents produits chimiques utilisés à l'étape du procédé de concentration de l'uranium.

L'eau rejetée par les mines et les usines de concentration d'uranium au Canada fait l'objet d'un contrôle, pour s'assurer que les exploitants respectent les limites de concentrations de substances chimiques imposées par les pouvoirs publics (Teach Nuclear, 2014).

Des exigences, en termes de limites de rejet, sont définies pour différents métaux que l'on retrouve couramment dans ces eaux tels que le cuivre, l'arsenic, le plomb. Toutefois, le Règlement sur les effluents des mines de métaux prescrit des normes de concentrations maximales de substances nocives dans des effluents pour divers métaux et solides en suspension, mais seul le radium est présenté en tant que radionucléide (Gouvernement du Canada, 2012).

Les expertises menées par la CRIIRAD ont montré qu'en France, même dans le cas où les contaminations volumiques résiduelles des effluents après traitement respectent les prescriptions des arrêtés préfectoraux, des phénomènes de bioaccumulation et d'accumulation de ces métaux lourds radioactifs à longue période (uranium, radium, etc.) conduisent à une contamination durable du milieu aquatique.

Ainsi, ces effluents constituent une autre source possible de rejet, même si ceux-ci sont réglementés et étroitement surveillés (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

4. Conséquences sur les usages de l'eau

Les usages de l'eau, au sens du MDDELCC, sont au nombre de cinq : l'eau (production d'eau potable) et les organismes aquatiques, la vie aquatique, les activités agricoles, la faune terrestre piscivore et les activités récréatives et aspects esthétiques. Concernant les deux derniers usages, aucun critère de qualité de l'eau de surface ou

recommandation canadienne pour l'uranium n'ont été définis. L'usage « activités agricoles » ne dispose pas non plus de critère de qualité de surface mais à l'échelle fédérale, il est recommandé une valeur de 10 µg/l à ne pas dépasser. Par ailleurs, aucune étude portant sur les activités agricoles, la faune terrestre piscivore et les activités récréatives et aspects esthétiques, en lien avec l'uranium, n'a pu être trouvée.

C'est pourquoi dans cette section, nous nous sommes penchés sur les conséquences d'une contamination à l'uranium pour les usages production d'eau potable et protection de la vie aquatique.

4.1.1 Production d'eau potable

4.1.1.1 Présence d'uranium dans l'eau potable

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (2007) mentionne que les rejets d'uranium dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines sont principalement attribuables à la production de minerai et à l'élimination des résidus solides provenant des activités d'extraction minière, de broyage et de production.

Le Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec indique une norme pour l'uranium de 20 µg/l (Gouvernement du Québec, 2001). En outre, pour les systèmes de distribution qui alimentent plus de 20 personnes, le Règlement prévoit le prélèvement annuel d'au moins un échantillon entre le 1^{er} juillet et le 1^{er} octobre. Au niveau fédéral, la valeur recommandée est identique, la concentration maximale acceptable d'uranium dans l'eau étant de 20 µg/l (Santé Canada, 2014).

Il n'existe pas de norme sur l'uranium quant à sa toxicité radiologique. Au niveau fédéral, une valeur existait dans la version antérieure des recommandations, elle était de 4 Bq/l, mais celle-ci n'est plus présente dans la version la plus récente des recommandations pour l'eau potable (Santé Canada, 2014). Le document de référence indique que la concentration est basée sur la toxicité chimique uniquement et que cette orientation est supportée par le fait que l'uranium étant peu radioactif, il sera rapidement éliminé du corps.

Concernant une éventuelle contamination radiologique, il existe des normes pour certains paramètres que l'on retrouve dans les produits de désintégration de l'uranium (tableau 1 et tableau 2).

La présence de radionucléides naturels dans l'eau potable est le plus souvent associée aux eaux souterraines provenant d'aquifères contenant d'importantes minéralisations d'éléments radioactifs (Santé Canada, 1997; 2009). Mais les activités industrielles, tels que les lieux d'extraction d'uranium et de phosphate, peuvent augmenter la concentration de radionucléides naturels, plus particulièrement dans les eaux de surface (Santé Canada, 1997; 2009). Toutefois, la contribution de l'eau potable à l'exposition totale aux radionucléides est généralement très faible (Santé Canada, 2009). Il est à noter qu'une recommandation sur le radon dans l'eau potable n'est pas considérée comme nécessaire et n'a donc pas été établie⁷ (Santé Canada, 2009).

Tableau 1 : Normes concernant les substances radioactives dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec (2001)

4. Paramètres concernant les substances radioactives

L'eau ne doit pas contenir de substances radioactives en concentration supérieure à celles indiquées au tableau suivant:

Substances radioactives	Concentration maximale (Bq/L)
Césium-137	10
Iode-131	6
Plomb-210	0,2
Radium-226	0,5
Strontium-90	5
Tritium	7 000

⁷ Le risque pour la santé associé à l'ingestion d'eau potable contaminée au radon est jugé négligeable, puisque la plupart du radon fuit par le robinet ou la sortie d'eau, ne laissant ainsi qu'une quantité minime dans l'eau. Il convient néanmoins de noter que des concentrations suffisamment élevées de radon dans l'eau potable peuvent faire varier considérablement les concentrations de radon dans l'air.

Tableau 2. : Normes concernant les substances radioactives dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2014)

Paramètre (approbation)	CMA (Bq/L)	Sources courantes	Considérations relatives à la santé
Césium-137 (2009)	10	Retombées d'armes nucléaires et émissions des réacteurs nucléaires	Cancer : poumon, sein, thyroïde, os, organes digestifs et peau; leucémie
Iode-131 (2009)	6	Effluents des eaux usées	Cancer : poumon, sein, thyroïde, os, organes digestifs et peau; leucémie
Plomb-210 (2009)	0,2	D'origine naturelle (produit de désintégration du radon)	Cancer : poumon, sein, thyroïde, os, organes digestifs et peau; leucémie
Radium-226 (2009)	0,5	D'origine naturelle	Cancer : poumon, sein, thyroïde, os, organes digestifs et peau; leucémie
Radon (2009)	Aucune	D'origine naturelle (lessivage des rocs et des sols contenant du radium; produit de désintégration du radium-226)	Risque pour la santé (cancer du poumon) associé à l'ingestion est jugé négligeable en raison de sa grande volatilité
Strontium-90 (2009)	5	Retombées d'armes nucléaires	Cancer : poumon, sein, thyroïde, os, organes digestifs et peau; leucémie
Tritium (2009)	7000	D'origine naturelle (rayonnement d'origine cosmique); émissions des réacteurs nucléaires	Cancer : poumon, sein, thyroïde, os, organes digestifs et peau; leucémie
Uranium (1999)	SO		La CMA est établie en fonction des propriétés chimiques

Environnement Canada et Santé Canada (2003) ont établi un bilan de concentrations d'uranium dans les eaux de surface près d'installations nucléaires au Canada. Près de mines d'uranium en Saskatchewan, la moyenne géométrique de la concentration était de 0,03 µg/l et la valeur du 90e centile était de 0,85 µg/l. À une mine désaffectée dans le secteur du bassin de la rivière Serpent et du lac Elliot en Ontario, les concentrations relevées étaient de 0,5 à 15,3 µg/l. Les concentrations dans les eaux de surface relevées à des mines désaffectées dans le secteur du lac Beaverlodge en Saskatchewan étaient de 59 à 168 µg/l.

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (2007) indique que l'exposition à l'uranium peut être plus élevée dans les populations vivant à proximité de sources ponctuelles d'uranium telles que les mines d'uranium, les usines de traitement de l'uranium ou les lieux de décharge non-contrôlés contenant de l'uranium.

Au Québec, des cas de dépassements de la norme d'uranium dans l'eau potable ont été relevés. Une étude de Santé Canada sur la qualité de l'approvisionnement en eau dans la réserve indienne de Kitigan Zibi (près de Maniwaki, dans l'Outaouais) a montré que 17 % des puits d'eau souterraine étaient contaminés par de l'uranium à une concentration supérieure à la norme québécoise de 20 µg/l (Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2002). La réserve de Kitigan Zibi est située dans une zone uranifère et d'autres zones semblables sont présentes dans la région de l'Outaouais. Dans le détail, une campagne d'échantillonnage a montré que des 331 puits échantillonnés, 57 présentaient une concentration d'uranium supérieure à 20 µg/l dont 10 avaient une concentration de plus de 100 µg/l. La valeur observée la plus élevée était de 1 418 µg/l. Un autre cas de contamination des eaux souterraines par l'uranium a été recensé dans la région d'Oka, à l'ouest de Montréal, où des prélèvements d'eau provenant de 57 puits domestiques ont révélé des concentrations d'uranium allant jusqu'à 66 µg/l et dépassant 20 µg/l dans environ 25 % des cas (Groupe scientifique sur l'eau, 2003).

4.1.1.2 Effets sur la santé de l'exposition à l'uranium via l'eau potable

Il est à noter que des effets de l'uranium présent dans l'eau potable sur la santé sont recensés et découlent de ses caractéristiques de métal lourd, et non de sa radioactivité, qui est faible (Santé Canada, 2010). En effet, une des particularités de l'uranium, en tant qu'élément radioactif, tient au fait que sa toxicité chimique est supérieure à sa toxicité radiologique (Groupe scientifique sur l'eau, 2003; Goulet et al., 2011).

Le rein est l'organe qui risque le plus de subir les effets de l'uranium (Santé Canada, 2010). En effet, l'organisme élimine la plus grande partie de l'uranium provenant de l'eau potable. Toutefois, une petite quantité est absorbée et circule dans le sang. Les composés de l'uranium véhiculés dans le sang sont filtrés par les reins, dont ils peuvent endommager les cellules. Des modifications des indicateurs de toxicité rénale ont été observées, toutefois aucune atteinte rénale irréversible n'a été rapportée (Groupe scientifique sur l'eau, 2003). Dans une étude réalisée dans trois municipalités de la Saskatchewan (concentrations moyennes dans l'eau de 0,71 µg/l, 19,6 µg/l et 14,7 µg/l),

une association statistiquement significative a été observée entre l'albumine urinaire et l'exposition à l'uranium (Groupe scientifique sur l'eau, 2003).

Considérant les effets cancérigènes, l'INSPQ indique que les études épidémiologiques sont considérées inadéquates pour évaluer le risque cancérigène associé à l'uranium dans l'eau potable (Groupe scientifique sur l'eau, 2003). L'uranium a cependant été classé comme cancérigène chez l'humain par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis car il émet des radiations alpha dont le pouvoir cancérigène est bien établi. L'uranium, tout comme le radium, s'accumule dans les os et des ostéosarcomes peuvent résulter de l'ingestion de radium (Groupe scientifique sur l'eau, 2003).

Uhl (2014), urologue spécialisé en néphrologie et membre de l'IPPNW⁸, s'est penché sur l'impact de l'uranium sur les reins après un rapport indiquant une augmentation de cas de patients avec des maladies rénales dans les zones avoisinant des mines d'uranium, ainsi qu'une augmentation du nombre de carcinomes de cellules rénales et des cas de défaillances rénales nécessitant des dialyses.

Il a effectué une revue d'études épidémiologiques dans le but d'évaluer le lien significatif entre l'insuffisance rénale et l'exposition à l'uranium. Il a ainsi mis en exergue le dysfonctionnement rénal comme effet dû à la consommation à long terme d'eau potable contenant de l'uranium. Parmi la littérature, Uhl (2014) présente deux cas.

La première étude, menée par Wagner et al. (2011), examinait les occurrences de cancer en lien avec la concentration d'uranium dans les eaux souterraines dans les municipalités de la Caroline du Sud (4 600 puits domestiques, données de 1996 à 2005). L'auteur conclut que les régions ayant des niveaux élevés d'uranium dans l'eau souterraine montrent un nombre accru de cancers de forme rénale et autres.

La seconde étude présentée est celle de Radespiel-Tröger & Meyer (2013). Le but de cette étude était d'examiner les possibles associations entre l'eau potable, sa concentration en uranium et le risque de cancer sur la population Bavaroise entre 2002 et

⁸ Association internationale des médecins pour la prévention de la guerre nucléaire (*International Physicians for the Prevention of Nuclear War*).

2008, selon le sexe. Les résultats indiquent que l'eau potable contenait moins de 20 µg/l d'uranium, dans la plupart des municipalités étudiées (458 sur 461). Le risque de contracter une leucémie chez les hommes suite à une exposition intermédiaire (1,00 à 4,99 µg/l) est bien significatif. D'autres résultats indiquent que les femmes exposées à un niveau supérieur à 5 µg/l courraient un risque significatif de contracter un cancer du rein.

En conclusion, ces deux études épidémiologiques montrent l'effet de l'uranium ingéré par le biais de l'eau potable sur les reins et la formation de cellules cancéreuses, même dans le cas de faibles concentrations d'uranium (Uhl, 2014).

4.1.1.3 Implications techniques et financières

Il existe des procédés permettant d'abaisser les teneurs en uranium dans l'eau potable. Ainsi, en usine de production d'eau potable, l'uranium peut être enlevé efficacement à l'aide d'un échangeur ionique (Consult'Eau, 2013). Il s'agit d'un échangeur d'anions faiblement ou fortement basique (De Dardel, 2014). Les études en laboratoire et les essais en installations pilotes ont montré que les résines échangeuses d'anions conventionnelles pouvaient éliminer l'uranium des approvisionnements d'eau potable et ramener les concentrations à 0,1 µg/L (Santé Canada, 2001). L'uranium est ensuite relâché avec les eaux de lavage lors des régénérations de l'échangeur ionique (Consult'Eau, 2013). Les résines anioniques ayant une très grande affinité avec l'uranium, la régénération peut s'avérer difficile (Santé Canada, 2001). Santé Canada (2001) indique que l'efficacité des procédés de traitement de l'eau visant à éliminer l'uranium dans les usines de traitement pleine grandeur n'est pas très bien documentée. En outre, dans les régions où les concentrations d'uranium naturel sont élevées, il peut être difficile, avec les techniques de traitement disponibles, d'atteindre des concentrations finales basses d'uranium (Santé Canada, 2001).

S'agissant de l'eau potable à domicile, d'autres systèmes sont disponibles pour abaisser les teneurs en uranium. Le dispositif de traitement peut être installé au point d'utilisation (procédé d'osmose inverse ou de distillation), ou au point d'entrée de l'eau potable au domicile (procédé d'échange d'ions) (Santé Canada, 2010). Toutefois, une analyse préalable est nécessaire ainsi que des analyses préalables effectuées par un

laboratoire accrédité pour s'assurer que le dispositif est effectif (Santé Canada, 2010), entraînant un coût.

Santé Canada (2009) indique que la plupart des radionucléides peuvent être efficacement éliminés dans des installations municipales de traitement de l'eau. L'efficacité du processus varie entre 70 et 99 % selon le type de traitement (par exemple : échange d'ions, osmose inverse, adoucissement à la chaux, alumine activée et coagulation et filtration améliorées).

Pour le résidentiel, il existe des dispositifs de traitement dont l'efficacité est similaire à celle obtenue par des installations municipales pour éliminer les radionucléides (à l'exception du tritium) (Santé Canada, 2009). Il n'est cependant pas toujours possible de certifier ces appareils en fonction de normes reconnues car elles n'ont pas été établies pour tous les radionucléides. Par ailleurs, les autorités compétentes devraient être consultées avant d'éliminer les déchets liquides et solides résultant du traitement de l'eau contenant des radionucléides. Les types de dispositifs résidentiels d'élimination de radionucléides de l'eau potable les plus couramment utilisés sont les systèmes d'échange d'ions et d'osmose inverse.

S'agissant de la problématique de la qualité de l'eau potable desservant la communauté de Kitigan Zibi (1 500 personnes), en 1999, Santé Canada a demandé que l'eau de l'endroit ne soit pas consommée. Cette situation a entraîné de lourdes dépenses supplémentaires pour les habitants de la communauté qui ne pouvaient que consommer de l'eau embouteillée et étaient contraints d'utiliser des douches en dehors de leur foyer. Quelques résidences étaient connectés à l'aqueduc de la ville voisine de Maniwaki qui chargeait une redevance pour ses services d'approvisionnement, mais la chloration de cette eau présentant un excès de fer et de carbone organique engendrait la formation de trihalométhanes, composés irritants et cancérigènes. Depuis mars 2011, la communauté s'est munie de deux nouveaux puits d'alimentation qui permet de distribuer de l'eau de bonne qualité à une partie de la population (OBV Duplessis, 2012).

La contamination de la ressource en eau potable d'une municipalité impliquerait la recherche dispendieuse d'une nouvelle source.

4.1.2 Protection de la vie aquatique

4.1.2.1 Critères

Au sens des critères de qualité de l'eau de surface définis par le MDDELCC, la vie aquatique englobe les poissons, les invertébrés et les plantes aquatiques que l'on rencontre dans les eaux douces de surface.

Cette vie aquatique, tant celle qui est présente dans un plan d'eau que celle qui devrait s'y retrouver si le plan d'eau n'était pas déjà dégradé, doit être protégée contre toute agression provenant des effets directs des substances toxiques, ou des effets indirects liés, par exemple, à une baisse en oxygène dissous ou au dépôt de matières en suspension (Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs, 2013).

Les critères de vie aquatique d'un contaminant représentent les concentrations à ne pas dépasser dans le milieu pour protéger les organismes aquatiques des impacts attribuables à ce contaminant (Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs, 2013). Ce critère est défini pour deux durées d'exposition différentes. Le critère de vie aquatique aigu (CVAA) indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de courte durée et le critère de vie aquatique chronique (CVAC) indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de longue durée.

La figure suivante présente les critères de qualité de l'eau de surface pour l'uranium. À noter qu'il n'existe pas de critère pour le thorium et le radium.

Protection de la vie aquatique (effet aigu)	
0,32	(SAVEX, 2002) Ce critère de qualité est qualifié de provisoire. Ce critère de qualité s'applique aux eaux dont la dureté varie de 20 à 100 mg/L (CaCO ₃).
2,3	(SAVEX, 2002) Ce critère de qualité est qualifié de provisoire. Ce critère de qualité s'applique aux eaux de dureté variant de >100 à 210 mg/L (CaCO ₃).
Protection de la vie aquatique (effet chronique)	
0,014	(SAVEX, 2002) Ce critère de qualité est qualifié de provisoire. Ce critère de qualité s'applique aux eaux dont la dureté varie de 20 à 100 mg/L (CaCO ₃).
0,1	(SAVEX, 2002) Ce critère de qualité est qualifié de provisoire. Ce critère de qualité s'applique aux eaux dont la dureté varie de >100 à 210 mg/L (CaCO ₃).

Figure 2 : Critères de qualité de l'eau de surface pour l'uranium relatif à la protection de la vie aquatique (critère en mg/l) (Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs, 2013)

Des recommandations à l'échelle fédérale ont également été énoncées pour la qualité des eaux douces relative à la protection de la vie aquatique en ce qui concerne l'uranium. Il est précisé que les présentes recommandations ne tiennent pas compte de la bioaccumulation⁹. Elles sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 3 : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux douces : protection de la vie aquatique - uranium (µg/l) (total extractible, non filtré) (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011)

	Exposition de longue durée (µg·L⁻¹)	Exposition de courte durée (µg·L⁻¹)
Eau douce	15	33

On constate que les critères, que ce soit au niveau fédéral ou niveau provincial, pour l'exposition de longue durée (effet chronique), sont sensiblement dans le même ordre d'échelle. En revanche, concernant l'exposition de courte durée (effet aigu), la

⁹ La bioaccumulation est l'absorption d'un contaminant et son accumulation dans les tissus d'un organisme vivant (Futura-Sciences, 2014). Le contaminant peut être absorbé directement à partir du milieu (eau, air, sol) ou par la consommation de proies contaminées.

recommandation canadienne (0,033 mg/l) est plus de 10 fois plus basse et donc plus sévère que le critère du MDDELCC (entre 0,32 et 2,3 mg/l).

4.1.2.2 Bioaccumulation et toxicité de l'uranium, du thorium et du radium sur les organismes aquatiques

Cette section porte sur la bioaccumulation et la toxicité de l'uranium ainsi que sur celles de deux de ses descendants radioactifs : le thorium et le radium, les deux seuls éléments pour lesquels nous avons pu trouver des études. En effet, dans le cadre de l'exploitation du minerai d'uranium, l'uranium et ses descendants radioactifs peuvent se retrouver dans l'environnement par le biais de rejets atmosphériques, par les effluents et par l'accumulation de résidus (miniers et d'usinage) au niveau des sols.

4.1.2.2.1 Uranium

L'uranium peut s'accumuler dans les organismes aquatiques après ingestion de sédiments contaminés ou après absorption *via* leurs membranes biologiques comme leurs appareils respiratoires (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011). Le degré de toxicité de l'uranium pour les organismes aquatiques dépend de sa spéciation et de sa complexation. L'ion uranyle UO_2^{2+} est la forme la plus toxique et biodisponible pour les organismes aquatiques (Garnier-Laplace et al., 2010).

L'uranium a la capacité de s'accumuler dans les organismes aquatiques, bien qu'il ne se bioamplifie¹⁰ pas, probablement parce qu'il est mal assimilé (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011). Les organismes situés aux niveaux inférieurs de la chaîne alimentaire présentent généralement des teneurs plus élevées en uranium que les organismes des niveaux trophiques supérieurs (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

Chez les poissons, l'uranium s'accumule dans les os, le foie et le rein mais il n'y a pas de bioamplification (Goulet et al., 2011). Il y a sûrement un potentiel de consommation par les branchies (en études de laboratoire) mais la nourriture et/ou les

¹⁰ La bioamplification est l'augmentation de la concentration d'un polluant dans les organismes à la suite d'ingestion d'espèces du niveau trophique précédent (Futura-sciences, 2014).

sédiments sont probablement la voie principale de consommation et peuvent varier avec les stratégies de nourriture.

Les études portant sur le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), le ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), le touladi (*Salvelinus namaycush*) et le grand brochet (*Esox lucius*) indiquent que les concentrations d'uranium provenant de la nourriture (détectées dans les intestins des poissons) sont généralement plus élevées que celles décelées dans les tissus (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011). Concernant les tissus, l'uranium tend à s'accumuler dans les tissus minéralisés, comme les os et les écailles et, dans une moindre mesure, dans les reins (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

La bioaccumulation de l'uranium à long terme pourrait atteindre un niveau toxique pour les organismes aquatiques (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

Les concentrations d'uranium dans le tissu musculaire de poissons (poids sec) pêchés dans un lac canadien, au nord de la Saskatchewan, recevant des effluents d'une usine de concentration d'uranium ont été de 7 à 11 fois plus élevées que celles observées dans des poissons provenant de lacs non contaminés (Santé Canada, 2001).

Plusieurs études démontrent la bioaccumulation de l'uranium dans les organismes aquatiques mais peu d'études portent sur la toxicité à court et à long terme de l'uranium.

D'après certaines études, en eau douce, les concentrations d'uranium présentant des effets toxiques graves suite à une exposition de courte durée (CL¹¹50 de 24 à 96 heures) se situent entre 1 670 et 59 000 µg l⁻¹ pour les poissons, et entre 60 et 74 340 µg l⁻¹ pour les invertébrés (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

Les essais de toxicité pour une exposition de longue durée chez les poissons sont relativement nombreux (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011). Chez

¹¹ CL : concentration létale. Il s'agit d'un indicateur quantitatif de la toxicité d'une substance. CL50 correspond à la dose de substance causant la mort de 50 % des individus d'une population donnée.

les espèces de poissons les plus sensibles, les embryons de ménés tête-de-boule (*Pimephales promelas*), exposés à l'uranium pendant 7 jours, ont des CL10 de 760 à 1 300 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, selon la dureté de l'eau (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011). Les mêmes études ont révélé, chez les têtes-de-boule, des CL25 pour la croissance comprises entre 1 300 et $> 2\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; les embryons et les alevins des truites arc-en-ciel présentaient une plus grande sensibilité, avec des CL10 de 260 $\mu\text{g}\ \text{l}^{-1}$ après 31 jours d'exposition (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2011).

Une étude portant sur le succès d'éclosion d'embryons de poissons exposés à des eaux contenant des contaminants associés aux résidus miniers d'uranium montre que celui-ci a été réduit de 32 à 61 % par rapport aux embryons-témoins (Pyle et al., 2002). Des embryons de poissons exposés à des eaux réceptrices des effluents ou des eaux provenant d'une mine à ciel ouvert inondée du nord de la Saskatchewan ont éclos 26 à 39% plus tôt que les embryons-témoins (Pyle et al., 2002).

4.1.2.2.2 Thorium

Peu d'informations sur le potentiel de bioaccumulation et de toxicité du thorium vis-à-vis des invertébrés aquatiques sont disponibles selon le CEAEQ. Concernant la bioaccumulation, les informations ne portent pas sur des invertébrés aquatiques d'eau douce. Pour ce qui est de la toxicité, les données sont limitées. La seule étude disponible, d'après le CEAEQ, porte sur la toxicité aiguë de différents métaux, y compris le thorium, en fonction de la dureté de l'eau chez l'amphipode *Hyalella azteca*, espèce épibenthique. Les organismes ont été exposés pendant 96 heures à une eau du réseau, en l'absence de sédiment. La CL50-96 h était de 0,0052 mg/l dans une eau douce contenant environ 18 mg/l de CaCO_3 , et de 3,15 mg/l dans une eau dure contenant environ 124 mg/l de CaCO_3 .

Les résultats de deux études (Correa et al. (2008)¹² puis Kochhann et al. (2009)¹³) démontrent la toxicité du thorium sur les poissons d'eau douce. En présence de fortes

¹² Biochemistry, cytogenetics and bioaccumulation in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to different thorium concentrations.

¹³ Bioaccumulation and oxidative stress parameters in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to different thorium concentrations.

concentrations en thorium dans l'eau, celui-ci conduit à la production d'espèces réactives de l'oxygène, c'est-à-dire un stress oxydant, qui semble avoir lieu essentiellement au niveau des branchies. Les résultats indiquent également une atteinte des lipides par peroxydation lipidique, qui traduit l'inefficacité des systèmes antioxydants. Des modifications métaboliques surviennent également au niveau du système musculaire à la suite d'une exposition au thorium dans l'eau. Ces résultats semblent également indiquer que les effets du stress oxydant ne sont pas instantanés.

Aucune information relative à la bioaccumulation du thorium chez les amphibiens n'a été trouvée. Une étude portant sur les effets du thorium sur les anoues a été répertoriée par le CEAEQ. Elle porte sur les effets des sels de métaux (dont le thorium) sur les œufs des grenouilles et sur la croissance des têtards. Les organismes ont été placés dans des aquariums à différentes concentrations de nitrate de thorium : 0,12 ; 0,58 ; 1,16 ; 2,9 ; 11,6 et 58 mg/l. Aux concentrations de 11,6 et 58 mg/l, la croissance de l'ovule était complètement inhibée. Le développement des têtards était ralenti aux concentrations de 0,58 ; 1,16 et 2,9 mg/l de, respectivement, 50 %, 30 % et 25 %. Les têtards qui se sont développés aux concentrations de 0,58 et 2,9 mg/l étaient néanmoins de taille semblable à celle des témoins.

Le CEAEQ dénote plusieurs manques d'informations quant au devenir du thorium dans l'environnement et ses effets sur la faune et la flore, ses effets chimiques et radiologiques (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014c).

4.1.2.2.3 Radium

Le CEAEQ a réalisé une revue de littérature concernant la toxicité du radium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014b). Les conclusions sont présentées ci-dessous.

Une étude menée par Brenner et al.¹⁴ (2000) semble indiquer que les gastéropodes accumulent, dans leurs coquilles et leurs tissus, des teneurs en radium inférieures à celles que l'on peut retrouver dans les bivalves, ce qui permet de supposer que l'accumulation provient principalement de l'eau et non de leur alimentation (Centre d'expertise en

¹⁴ Biological accumulation of Ra-226 in a groundwater-augmented Florida lake.

analyse environnementale du Québec, 2014b). De manière générale, le radium semble se bioaccumuler facilement dans les invertébrés aquatiques (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014b). Concernant la toxicité du radium pour les invertébrés aquatiques, il existe très peu d'études.

Une étude portant sur la bioaccumulation du radium chez six espèces de poissons montre que celui-ci est indétectable dans les muscles, à l'exception du sucet de lac (*Erimyzon sucetta*) (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014b). Plusieurs études ont, en revanche, mis en évidence des accumulations importantes dans les os. Très peu d'études évaluant les effets toxiques du radium sur les poissons ont été répertoriées.

Les quelques études portant sur le potentiel de bioaccumulation du radium par les amphibiens et les reptiles indiquent que celui-ci semble important au niveau des tissus minéralisés (os et carapace). Selon le CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014b), aucune information n'est disponible dans la littérature sur la toxicité du radium chez les amphibiens.

5. Conclusions

Le présent mémoire fait état des différentes empreintes que l'industrie uranifère est susceptible de laisser dans l'environnement et, plus particulièrement, sur les ressources en eau.

L'eau demeure vulnérable, et ceci, à toutes les étapes de l'exploitation d'une mine d'uranium et de la transformation du minerai. En effet, les rejets d'une mine d'uranium dans l'environnement sont susceptibles d'atteindre les ressources en eau, superficielles ou souterraines, que ce soit par le biais du compartiment atmosphérique ou par le biais des eaux produites sur le site minier (eaux de lixiviation, eaux d'exhaure, eaux de procédés).

Les cas de contamination dans la littérature parcourus dans ce mémoire laissent croire que cette industrie est susceptible de générer divers effets néfastes à court et long terme sur les eaux de surface et souterraines, les écosystèmes aquatiques et enfin l'homme, qui utilise quotidiennement cette ressource.

Les expériences négatives de plusieurs pays devraient nous permettre de constater que la gestion des risques en lien avec cette industrie n'est pas aboutie.

La toxicité de l'uranium est un sujet complexe. En effet, elle est double : toxicité chimique, due à son caractère de métal lourd, et toxicité radiologique, due à son caractère radioactif. De plus, il faut prendre en compte la toxicité inhérente à ses produits de désintégration, là aussi, chimique et/ou radiologique, qui dépasse celle de l'élément initial pour certains, tels que le thorium 210 ou le plomb 210.

Ce caractère complexe rend difficile la caractérisation et la prévention de l'ensemble des impacts pouvant découler de son exploitation.

Bien que certains traitements permettent d'abaisser les concentrations d'uranium dans l'eau et de la rendre potable, plusieurs risques demeurent. En outre, le cas des résidences autonomes est à prendre en considération étant donné que seule une analyse, coûteuse, peut permettre aux résidents de savoir si leur eau est contaminée par de l'uranium ou non. Plusieurs résidents s'auto-provisionnent et la contamination des aquifères représente un réel danger pour la santé.

Par ailleurs il est important de souligner qu'au Québec, les aquifères sont mal connus. Le programme d'acquisition de connaissance sur les eaux souterraines du Québec (PACES) a été mis en place par le MDDELCC en 2008. Cette acquisition de connaissances a pour but de documenter la vulnérabilité des ressources en eau souterraine face à plusieurs types de contaminants (Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2014). Les travaux liés à ce projet ne couvrent présentement pas l'entièreté du Québec et plusieurs grandes régions dont celles concernées par le Plan Nord, telle que la Côte-Nord, en sont encore privés).

6. Références

- Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord (2012). L'extraction du minerai d'uranium. Groupe de travail sur l'uranium. Disponible au http://www.agencesante09.gouv.qc.ca/fileadmin/documents/Sante_publicue/Environnement/Uranium/Publication_no_8.pdf.
- Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord (2014). La fermeture d'une mine d'uranium et ses impacts sur la santé. Disponible au http://www.agencesante09.gouv.qc.ca/fileadmin/documents/Sante_publicue/Environnement/Uranium/Publication_no_10.pdf.
- Amabili-Rivet, V. (2013). Impacts de l'exploitation des mines d'uranium sur la santé humaine. Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.). Maîtrise, Sherbrooke.
- Barillet S. (2007). Toxicocinétique, toxicité chimique et radiologique de l'uranium chez le poisson zèbre (*Danio rerio*). Paul Verlaine de Metz.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014a). Toxicité chimique de l'uranium sur les organismes terrestres - Revue de littérature. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue_uranium.pdf.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014b). Toxicité du radium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue_radium.pdf.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014c). Toxicité du thorium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature. Disponible au http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue_thorium.pdf.
- Chareyron B. (2008). Radiological hazards from uranium mining. *Uranium, mining and hydrogeology*.
- Commission canadienne de sûreté nucléaire - Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles - Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2014). Exploitation minière uranifère au Québec - La mine d'uranium : infrastructures, fonctionnement et impacts. http://www.nuclearsafety.gc.ca/fra/pdfs/Presentations/CNSC_Staff/2014/2014092_5-Uranium_mine_infrastructures_operations_and_in_Quebec-fra.pdf.
- Commission canadienne de sûreté nucléaire (2012). Gestion des stériles des mines d'uranium et des résidus des usines de concentration d'uranium. Document d'application de la réglementation RD/GD-370. Disponible au http://www.suretenucleaire.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/March-2012-RDGD-370-Management-of-Uranium-Mine-Waste-Rock-and-Mill-Tailings_f.pdf.
- Commission canadienne de sûreté nucléaire (2014a). Déchets des mines et usines de concentration d'uranium. <http://www.suretenucleaire.gc.ca/fra/waste/uranium-mines-and-millswaste/index.cfm>.
- Commission canadienne de sûreté nucléaire (2014b). Impacts sur l'environnement mesurés autour des sites en exploitation et cadre réglementaire. *BAPE Générique - Les enjeux de la filière uranium au Québec*. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/uranium-enjeux/documents/INFO29.pdf>.

- Commission canadienne de sûreté nucléaire et Environnement Canada (2008). Rapport annuel 2008 sur les activités de gestion de l'uranium. Disponible au http://www.suretenucleaire.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/2008-Annual-Report-on-Uranium-Management-Activities_f.pdf.
- Commission canadienne de sûreté nucléaire, Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2014). Exploitation minière uranifère au Québec. La mine d'uranium : infrastructures, fonctionnement et impacts. Disponible au http://www.nuclearsafety.gc.ca/fra/pdfs/Presentations/CNSC_Staff/2014/20140925-Uranium_mine_infrastructures_operations_and_in_Quebec-fra.pdf.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001). "Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique - introduction." Dans "Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement". Disponible au <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html#void>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2007). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine. Uranium. Dans "Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement". Disponible au <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html#void>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (2011). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique - Uranium. Dans "Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement". Disponible au <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html#void>.
- Consult'Eau (2013). "Traitement du Radon et de l'Uranium dans l'eau." Consulté le 2014-11-10, au http://consulteau.com/?page_id=660.
- De Dardel, F. (2014). "Eau potable. Procédés par échange d'ions." Consulté le 2014-11-10, au http://dardel.info/IX/processes/drinking_water_FR.html.
- Dewar, D., L. Harvey et C. Vakil (2013). "L'extraction de l'uranium et la santé." Le Médecin de famille canadien 59: 215-217.
- Environnement Canada et Santé Canada (2003). Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation : Rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain). Cat. No. En40-215/67F. Ottawa.
- Fernandes, H. M. et M. R. Franklin (2001). Remediation of acid rock drainage at the Poços de Caldas uranium mining site - Brazil. IMWA Symposium. https://www.imwa.info/docs/imwa_2001/Remediation.pdf
- Garnier-Laplace, J., C. Colle et Morello, M. (2010). Fiche Radionucléide Environnement. Uranium naturel et environnement. Disponible au http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/environnement/Documents/Uranium_VF.pdf.
- Geipel, G. et G. Bernhard (2008). Uranium speciation - from mineral phases to mineral waters. Uranium, mining and hydrogeology. Prof. Dr. Broder J. Merkel, Andrea Hasche-Berger: 599-602.
- Goulet, R. R., C. Fortin et D. J. Spry (2011). 8 - Uranium. Fish Physiology. A. P. F. Chris M. Wood et J. B. Colin, Academic Press. Volume 31, Part B: 391-428.
- Gouvernement du Canada (2012). Règlement sur les effluents des mines de métaux DORS/2002-222. Dernière modification le 2 mars 2012. À jour au 27 octobre 2014, Ministre de la Justice. <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2002-222.pdf>.

- Gouvernement du Québec (2001). Règlement sur la qualité de l'eau potable. Loi sur la qualité de l'environnement. chapitre Q-2, r. 40. (mise à jour D. 699-2014, 2014 G.O. 2, 2762).
- Gouvernement du Québec (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf.
- Groudev et al. (2008). Treatment of acid drainage in a uranium deposit by means of a passive system. *Uranium, mining and hydrogeology*.
- Groupe scientifique sur l'eau (2003). Uranium, Dans Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine. Disponible au <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/Uranium.pdf>.
- Institut national de santé publique du Québec (2004). Le radon au Québec. Évaluation du risque à la santé et analyse critique des stratégies d'intervention. Disponible au http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/352-Radon_Rapport.pdf.
- Liefferink, M. (2014). Uranium mining in South Africa: environment and human rights. *Uranium mining - Impact on health and environment*. Legal and Human Rights Centre. Dar es Salaam, Rosa Luxemburg Stiftung.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013). Critères de qualité de l'eau de surface. Disponible au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2002). "Portrait régional de l'eau. Outaouais (Région administrative 07)." Consulté le 2014-11-07, au [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/regions/region07/07-outaouais\(suite\).htm](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/regions/region07/07-outaouais(suite).htm).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2014). "Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines." Consulté le 2014-11-04, au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/Eau/souterraines/programmes/acquisition-connaissance.htm>.
- Murray C. (2014). Impacts environnementaux et mesures d'atténuation reliés à l'exploration et à l'exploitation de mines d'uranium. Disponible au http://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais_2014/Murray_C_2014-05-21.pdf.
- OBV Duplessis (2012). Élaboration d'un projet pour la réalisation des Plans de protection des sources d'eau potable des communautés des Premières nations du Québec.
- Peterson et al. (2008). Flow in a brine-affected aquifer at a uranium mill tailings site near Moab, Utah, USA. *Uranium, mining and hydrogeology*.
- Pyle et al. (2002). Toxicity of uranium mine receiving waters to early life stage fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental pollution*.
- Radespiel-Tröger, M. et M. Meyer (2013). "Association between drinking water uranium content and cancer risk in Bavaria." *International Archives of Occupational and Environmental Health* 10: 767-776.
- Regroupement des organismes de bassins versants du Québec (2014). "La gestion intégrée de l'eau par bassin versant - GIEBV." Consulté le 2014-11-13, au <https://www.robvq.qc.ca/eau/bassinversant>.
- Regroupement pour la surveillance du nucléaire (1997). "L'uranium." Consulté le 2014-11-06, au http://www.ccnr.org/uranium_cnp_f.html#can.
- Réseau d'innovation DIVEX (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. Rapport préparé à l'intention du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec et du ministère des Ressources naturelles du Québec. Disponible au <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/uranium-enjeux/documents/PR3.pdf>.
- Ressources Strateco inc. (2009). Études d'impact sur l'environnement. Programme d'exploration souterraines. Propriété Matoush. Disponible au http://www.ceaa.gc.ca/FE6E7984-docs/eie_v1-fra.pdf.
- Santé Canada (1997). Manuel sur la santé et l'environnement à l'intention des professionnels de la santé. Chapitre 6 - Qualité de l'eau. Direction de l'hygiène du milieu. Disponible au <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-98-211F-10.pdf>.
- Santé Canada (2001). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documents technique. Paramètres chimiques/physiques. Uranium. Disponible au http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/uranium/uranium-fra.pdf.
- Santé Canada (2007). "Schéma de désintégration Uranium-238." Consulté le 2014-11-12 au http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/radiation/radon/decay_scheme-fra.php.
- Santé Canada (2009). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - Paramètres radiologiques. Disponible au http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/radiological_para-radiologiques/radiological_para-radiologiques-fra.pdf.
- Santé Canada (2010). Parlons d'eau : Présence d'uranium dans l'eau potable. Disponible au <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/uranium-fra.php>.
- Santé Canada (2014). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Tableau sommaire. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs. Disponible au http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom-fra.pdf.
- SENEC Consultants Limited (2008). Environmental Impacts of Different Uranium Mining Processes.
- Sharma (2008). Preliminary study of interaction between tailing and the hydrologic cycle at a uranium mine near Tatanagar, India. Uranium, mining and hydrogeology.
- Société Nucléaire Canadienne (2008). Feuillet éducatif sur la désintégration de l'uranium (du Po-210 en moi ?). Disponible au http://media.cns-snc.ca/pdf_doc/ecc/uranium_fr.pdf.
- Teach Nuclear (2014). "Protection de l'environnement." Consulté le 2014-11-18, au http://teachnuclear.ca/fr/contents/cna_safety/environment/.
- Uhl, A. (2014). The Impact of Uranium on Kidneys and General Health Aspects. Uranium Mining. Impact on Health & Environment. Legal and Human Rights Centre. Dar es Salaam, Rosa Luxemburg Stiftung.
- Wagner, S. E., J. B. Burch, M. Bottai, R. Puett, D. Porter, S. Bolick-Aldrich, T. Temples, R. C. Wilkerson, J. E. Vena et J. R. Hébert (2011). "Groundwater uranium and cancer incidence in South Carolina." Cancer Causes & Control 1: 41-50.

Fin du document

