

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET MESURES D'ATTÉNUATION RELIÉS À L'EXPLORATION
ET À L'EXPLOITATION DE MINES D'URANIUM

Par
Christine Murray

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de madame Nathalie Paquet

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Mai 2014

SOMMAIRE

Mots clés : Uranium, mine, exploitation, écotoxicologie, devenir, faune, flore, stériles miniers, impacts, mesures d'atténuation

L'objectif de cet essai est de proposer des mesures d'atténuation à privilégier au Québec en vue de réduire ou d'éliminer les impacts environnementaux associés à l'exploitation des éventuelles mines d'uranium dans cette province. Le Québec détient des gisements d'uranium qui pourraient renfermer un potentiel d'exploitation économiquement intéressant. L'uranium est la source d'alimentation de centaines de centrales nucléaires localisées partout dans le monde et les prévisions annoncent une croissance des besoins futurs en énergie. Ainsi, cette situation peut motiver les entreprises québécoises à profiter de la hausse du prix de l'uranium sur le marché prévue dans les prochaines années. Cependant, plusieurs parties prenantes craignent les impacts environnementaux générés par l'exploration et l'exploitation des gisements d'uranium. Le gouvernement doit donc évaluer cette question afin de déterminer si le Québec doit exploiter ses gisements d'uranium.

L'analyse de divers éléments d'information reliés à l'uranium et ses descendants a permis de bien comprendre l'intérêt économique pour ce métal radioactif et l'importance d'encadrer son exploitation, mais aussi de démontrer plusieurs carences dans les données au plan environnemental. Bien que le devenir de l'uranium dans le sol et l'eau soit relativement bien compris, les connaissances sur les effets écotoxicologiques de l'uranium et ses descendants comportent plusieurs lacunes. De telles lacunes peuvent générer des faiblesses dans la conception des systèmes de protection environnementale mis en place par les mines d'uranium au Québec. De plus, les techniques de confinement des résidus et stériles miniers ne garantissent point une protection à long terme. Les traitements biologiques et chimiques visant à retirer les radionucléides des milieux naturels sont souvent complexes, exigent des suivis à long terme et laissent des résidus potentiellement néfastes qui doivent être retirés de l'environnement et gérés.

Advenant que le Québec souhaite exploiter ses gisements d'uranium, des études poussées sur les effets de l'uranium et ses descendants en périphérie des sites miniers sont essentielles afin d'acquérir des connaissances sur les impacts potentiels. L'investissement dans la recherche et le développement permettra d'innover dans des mesures d'atténuation qui puissent prévenir la contamination des milieux naturels du Québec et éliminer les risques environnementaux associés notamment à la gestion des résidus et stériles miniers radioactifs. Bien que le rôle du gouvernement fédéral soit de réguler les projets uranifères, le gouvernement provincial doit également développer sa propre expertise et un système de contrôle et de surveillance rigoureux.

REMERCIEMENTS

La réalisation de cet essai n'aurait pas été possible sans la collaboration de ma directrice d'essai l'écotoxicologue madame Nathalie Paquet. Je tiens donc à la remercier chaleureusement pour son expertise, sa disponibilité, ses commentaires constructifs et sa guidance qui ont été essentiels à la rédaction de mon essai.

Je remercie le géologue, monsieur Michel Jébrak et la biologiste, madame André-Anne Gagnon pour avoir généreusement accepté de répondre à mes questions.

Je souhaite remercier mon amoureux Mathieu pour ses encouragements, son appui et son aide pour la révision de mon essai.

Enfin, je tiens également à souligner l'aide de ma mère Lisette pour avoir pris le temps de relire mon essai au complet afin de me suggérer plusieurs corrections pertinentes.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 MISE EN CONTEXTE	3
1.1 Propriétés de l'uranium.....	3
1.2 Descendants de l'U-238 dans l'environnement	4
1.2.1 Radium-226	4
1.2.2 Radon-222	5
1.2.3 Polonium-210.....	5
1.2.4 Thorium-230	5
1.3 Historique d'utilisation et marché de l'uranium	6
2 EFFETS ÉCOTOXICOLOGIQUES ET DEVENIR DE L'URANIUM	9
2.1 Présence de l'uranium dans l'environnement.....	9
2.2 Devenir de l'uranium dans le sol	10
2.3 Devenir de l'uranium dans l'eau	11
2.4 Devenir de l'uranium dans l'atmosphère	12
2.5 Biodisponibilité et bioaccumulation de l'uranium chez les plantes terrestres	12
2.6 Bioaccumulation et écotoxicité de l'uranium chez les organismes terrestres.....	14
2.7 Bioaccumulation et écotoxicité de l'uranium chez les organismes aquatiques	14
3 EXPLOITATION DES RESSOURCES URANIFÈRES	17
3.1 Gisements liés à des discordances	17
3.2 Gisements contenus dans des grès	18
3.3 Gisements liés à des complexes bréchiqes à hématite.....	18
3.4 Gisements liés à des conglomérats à galets de quartz	18
3.5 Gisements intrusifs	19
3.6 Autres types de gisement	19
3.7 Production et réserve mondiale d'uranium	20
3.8 Exploitation d'uranium au Canada.....	21
3.9 Potentiel d'exploitation d'uranium au Québec	22
3.10 Techniques d'exploration des gisements d'uranium.....	23
3.11 Techniques d'exploitation des mines d'uranium	23
4 CONTEXTE LÉGAL ET SOCIAL ASSOCIÉ AUX PROJETS MINIERS D'URANIUM	25
4.1 Exploration sous la juridiction québécoise.....	25
4.1.1 Permis de prospection	26
4.1.2 Claim.....	26

4.1.3	Permis d'exploration et travaux assujettis	26
4.2	Exploitation sous la juridiction québécoise	27
4.2.1	Bail minier ou concession minière	27
4.3	Exploitation sous la juridiction canadienne	28
4.4	Fermeture de la mine	29
4.5	Contrôles environnementaux québécois	30
4.6	Contrôles environnementaux fédéraux.....	30
4.7	Positions des parties prenantes	31
5	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX RÉPERTORIÉS.....	33
5.1	Effets associés aux radiations émises par les gisements uranifères	33
5.2	Risques de contamination des écosystèmes par les drainages miniers acides	34
5.3	Potentiel de contamination associé aux déchets miniers	35
5.4	Risques de contamination du milieu aquatique	36
5.5	Impacts d'activités minières sur la qualité des eaux souterraines et de surface	37
5.6	Impacts associés à l'augmentation des sédiments dans les plans d'eau.....	38
5.7	Risques de contamination des eaux reliée à la technique d'extraction <i>in situ</i>	39
5.8	Impacts d'activités minières sur la qualité des sols et des écosystèmes terrestres	39
5.9	Impacts d'activités minières sur la qualité de l'air.....	40
5.10	Impacts environnementaux reliés au déclassement et à la fermeture d'une mine.....	41
5.11	Concentrations d'uranium dans l'environnement	43
6	MESURES D'ATTÉNUATION APPLICABLES AUX MINES D'URANIUM EXISTANTES	45
6.1	Évaluation, gestion et surveillance environnementales.....	45
6.2	Mesures d'atténuation reliées aux déchets miniers.....	47
6.3	Contrôle de la poussière radioactive	49
6.4	Mesures d'atténuation des impacts selon les modes d'exploitation	50
6.5	Traitements des eaux minières et des sols contaminés	51
6.5.1	Traitements chimiques.....	53
6.5.2	Traitements biologiques.....	55
6.5.3	Traitement électrocinétique	56
6.6	Fermeture de la mine	56
7	ANALYSE ET RECOMMANDATIONS	58
7.1	Recommandations.....	59
	CONCLUSION	65
	RÉFÉRENCES.....	67

BIBLIOGRAPHIE.....	83
ANNEXE 1 – CARTE DES GISEMENTS D'URANIUM EN EXPLORATION AU QUÉBEC.....	84
ANNEXE 2 – CARTE DES PRINCIPAUX SECTEURS D'ACTIVITÉS D'EXPLORATION DE L'URANIUM.....	85

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Chaîne de désintégration de l'uranium.....	4
Figure 1.2	Historique des prix du marché de l'uranium.....	7
Figure 3.1	Évolution des ressources mondiales d'uranium identifiées.....	20
Figure 6.1	Installation de gestion des résidus.....	48
Tableau 3.1	Production annuelle d'uranium dans le monde.....	21
Tableau 3.2	Production annuelle d'uranium au Canada.....	21
Tableau 3.3	Historique de production d'uranium au Canada par type de gisement.....	22
Tableau 5.1	Concentrations d'uranium dans les organismes terrestres de <i>Island Lake</i> près du projet minier <i>Cluff Lake</i> (SK).....	40
Tableau 5.2	Concentrations d'uranium dans les organismes aquatiques de <i>Island Lake</i> près du projet minier <i>Cluff Lake</i> (SK).....	43
Tableau 5.3	Concentrations d'uranium dans l'environnement.....	43
Tableau 6.1	Éléments résiduels retrouvés dans les eaux d'exhaure.....	52

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

IAEA	<i>International Atomic Energy Agency</i>
ANFO	<i>Ammonium nitrate fuel oil</i>
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BAPE	Bureau d'audience publique en environnement
CEAA	<i>Canadian Environmental Assessment Agency</i>
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCSN	Commission canadienne de sûreté nucléaire
DIVEX	Diversification de l'exploration minérale au Québec
GES	Gaz à effet de serre
GWe	<i>Gigawatt electrical</i>
IGR	Installations de gestion des résidus
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
LCEE	<i>Loi canadienne sur l'évaluation environnementale</i>
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
LQE	<i>Loi sur la qualité de l'environnement</i>
LSIP2	Deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
MRN	Ministère des Ressources naturelles
NCRP	<i>National Council on Radiation Protection</i>
U	Uranium
USDOE	<i>United States Department of Energy</i>
OECD	<i>Organisation for economic cooperation and development</i>

USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USNRC	<i>United States Nuclear Regulatory Commission</i>
USDOE	<i>United States Department of Energy</i>
U ₃ O ₈	Oxyde d'uranium, octoxyde de trituranium
UNSCEAR	<i>United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation</i>
UO ₂	Pitchblende ou uraninite
WNA	<i>World Nuclear Association</i>

LEXIQUE

Activité spécifique	Nombre de désintégrations d'un radionucléide par unité de temps et par unité de masse. Elle est mesurée en becquerel par kilogramme (Bq/kg) ou en becquerel par litre (Bq/L) (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2014a).
Becquerel (Bq)	Unité de mesure de la radioactivité donc de la quantité de rayonnements ionisants émis lors de la désintégration d'un radionucléide. Un becquerel représente le taux de désintégration radioactive qui équivaut à une désintégration atomique par seconde (<i>United States Nuclear Regulatory Commission</i> (USNRC), 2014).
Gray (Gy)	Unité de mesure de la dose de radiation reçue par un organisme aquatique ou terrestre qui sert à évaluer les effets écotoxicologiques. Un gray est l'équivalent d'un joule de rayonnement ionisant par kilogramme de matière (CEAEQ, 2014a).
Isotope	Espèces provenant d'un même élément chimique qui comportent un nombre de protons identiques, mais un nombre différent de neutrons dans leur noyau. Les propriétés chimiques et physiques des isotopes diffèrent légèrement en raison de leurs masses différentes (Committee on uranium mining in Virginia, 2011).
Radioactivité	Propriété que possèdent des radioéléments comme l'uranium qui consiste à dégager de l'énergie sous forme de radiation lors d'une désintégration spontanée. Des rayonnements alpha, bêta ou gamma sont émis selon le type de radionucléide (USNRC, 2014; CEAEQ, 2014a).
Rayonnement alpha	Radiation composée de deux protons et deux neutrons émise par certains radionucléides. Ce rayonnement possède un faible pouvoir de pénétration, il peut être arrêté par une feuille de papier, mais il peut détériorer les tissus biologiques d'organismes une fois à l'intérieur (<i>United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation</i> (UNSCEAR), 2011).
Rayonnement bêta	Radiation composée d'électrons émise par certains radionucléides. Ce rayonnement possède un pouvoir de pénétration plus puissant que le rayonnement alpha, il peut se déplacer sur une distance de deux mètres et

être arrêté par l'équivalent d'une pièce de bois contreplaqué (UNSCEAR, 2011; CEAEQ, 2014a).

Rayonnement gamma Radiation de courte longueur d'onde émise par le noyau d'un atome. Ce rayonnement est semblable au rayon X, mais il a un pouvoir de pénétration plus élevé. Il peut être arrêté par un matériel dense comme le béton (USNRC, 2014).

Radionucléide Isotope radioactif, comme l'uranium et ses descendants, dont les noyaux instables émettent des radiations jusqu'à l'atteinte d'une forme plus stable. Les radionucléides ont des demi-vies spécifiques (Committee on uranium mining in Virginia, 2011).

INTRODUCTION

L'industrie minière génère des retombées économiques substantielles, car les métaux entrent dans la composition d'une multitude de matériaux, de produits et services utiles aux individus et au développement des communautés (Ferrand, 2013). L'uranium est un radionucléide métallique naturel dont les propriétés lui confèrent un intérêt économique important depuis plus d'un siècle. La motivation de l'exploitation de l'uranium vient du fait que ce métal est très consommé dans l'industrie nucléaire et plus particulièrement dans les centrales nucléaires qui produisent de l'électricité pour combler les besoins de plusieurs pays. Ainsi, le potentiel économique de l'uranium incite les pays à exploiter leurs réserves d'uranium afin d'entrer dans ce marché lucratif. Cependant, en considérant les exemples de contamination reliés à l'exploitation minière répertoriés à l'international, il est essentiel d'appliquer le principe de précaution afin de prévenir la dégradation de l'environnement. D'autant plus que l'uranium n'est pas un produit renouvelable et la durée de vie d'une mine d'uranium au Canada est estimée à seulement 40 ans avec le rythme de consommation actuel (Winfield et autres, 2006).

Le Canada est un leader mondial dans la production d'uranium, principalement grâce à la Saskatchewan. Pour sa part, le Québec n'exploite pas encore ce minerai, mais il possède de grandes réserves d'uranium endiguées dans une dizaine de différents types de gisement dispersés inégalement sur le territoire. La province géologique de Churchill et la ceinture du Labrador sont notamment des régions du Nord-du-Québec qui possèdent des potentiels d'exploitation d'uranium très prometteurs (Lacoste et autres, 2009; Jébrak et autres, 2013). Mais actuellement, plusieurs parties prenantes demandent un moratoire au gouvernement afin d'évaluer les conséquences de l'exploitation des gisements d'uranium avant d'accorder les permis aux compagnies minières (Dougherty and Beaudin, 2013). Bien que les technologies environnementales se soient améliorées depuis les vingt dernières années, l'exploitation minière présente toujours des risques d'impacts élevés sur les écosystèmes aquatiques et terrestres (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2013b). Ainsi, des mesures de protection et des techniques de réhabilitation novatrices et appropriées doivent être appliquées lors de l'exploration et l'exploitation des gisements d'uranium. Les activités minières doivent également être surveillées et contrôlées rigoureusement par le gouvernement et les organismes spécialisés.

L'objectif général de cet essai est de proposer des mesures d'atténuation et des stratégies à privilégier au Québec afin de minimiser les impacts environnementaux associés à l'exploration et à l'exploitation des mines d'uranium. Pour s'y faire, cinq objectifs spécifiques ont été élaborés. Ainsi, la compréhension de la nature de l'uranium en tant qu'élément chimique et son importance dans l'économie et dans l'industrie nucléaire permettra d'évaluer l'intérêt d'exploiter ce radionucléide au Québec. Les connaissances sur le comportement de l'uranium dans l'eau, le sol, l'air, la faune et la

flore selon divers facteurs biochimiques seront répertoriées afin d'évaluer l'ampleur des impacts de l'uranium en tant que contaminant dans l'environnement. Puis, la description de la législation fédérale et provinciale qui encadre les activités minières permettra d'analyser l'efficacité du système gouvernemental à protéger l'environnement advenant l'exploitation des gisements d'uranium. L'analyse des impacts environnementaux causés par l'exploration, l'exploitation et la fermeture d'une mine d'uranium aura pour but de constater les changements observables en périphérie de la mine et la contamination de l'atmosphère, des sols, des plans d'eau, de la faune et de la flore. Enfin, les mesures d'atténuation répertoriées viseront à identifier les meilleures pratiques et technologies environnementales existantes dans l'industrie.

Afin d'atteindre les objectifs établis, cet essai a été divisé en sept grands chapitres. Le premier chapitre présente les propriétés physicochimiques et radioactives de l'uranium, son historique d'utilisation et son marché. Le deuxième chapitre explique la présence de l'uranium dans l'environnement, son devenir et ses effets écotoxicologiques sur la faune et la flore. Le troisième chapitre explore les principaux types de gisement, les ressources uranifères dans le monde, le potentiel d'exploitation au Québec et les techniques d'exploration et d'exploitation des gisements. Le quatrième chapitre présente le contexte légal et social entourant les projets miniers. Le cinquième chapitre décrit les impacts environnementaux répertoriés dans les mines existantes. Le sixième chapitre expose les mesures de mitigation inventoriées dans la littérature. Finalement, le septième chapitre propose les recommandations qui découlent de l'analyse des mesures, des impacts et des autres éléments d'information.

La rédaction de cet essai est basée sur des sources d'information crédibles qui ont été sélectionnées selon la fiabilité et la réputation de l'auteur, l'objectivité, l'exactitude et l'actualité de l'information. Les revues de littérature proviennent de diverses sources puisées à l'international et comprennent des opinions d'experts, de nombreux articles scientifiques, des publications gouvernementales, d'organismes et d'entreprises, des ouvrages scientifiques reliés à l'uranium ainsi que des lois et règlements.

Les connaissances acquises dans le cadre de cet essai contribueront au processus d'évaluation des impacts environnementaux reliés à l'exploitation de mines d'uranium et des mesures de mitigation applicables au Québec. Ces connaissances permettront également au gouvernement d'encadrer adéquatement ces projets miniers tout en assurant le respect des principes du développement durable ainsi que la protection et la conservation des écosystèmes terrestres et aquatiques et le maintien des services écologiques qu'ils rendent.

1 MISE EN CONTEXTE

L'uranium est un métal radioactif naturel endigué dans la croûte terrestre dont les propriétés motivent les sociétés à remanier les sous-sols géologiques pour extraire ce minerai depuis plus d'un siècle. L'historique d'utilisation de l'uranium, son ascension dans les recherches scientifiques et son rôle économique dans le domaine de l'énergie constituent les éléments du fil conducteur qui amène ce métal sur un marché à la fois prometteur économiquement et contesté au plan environnemental.

1.1 Propriétés de l'uranium

L'uranium (U) fait partie de la famille des actinides. Ce métal lourd radioactif possède une masse de 238,029 g/mol et porte le numéro atomique 92. De couleur blanc – argenté, ce métal est très dense, ductile et faiblement radioactif. L'uranium est également lithophile, c'est-à-dire qu'il est hautement oxydable et fortement électropositif. Il peut former des liaisons en présence de divers éléments non métalliques, notamment l'oxygène. Ce métal possède cinq états d'oxydation, soit, +2, +3, +4, +5 et +6, mais seulement les deux derniers états forment des alliages stables comme les minerais UO_2 et U_3O_8 . (Zavodska et autres, 2008).

L'uranium possède 17 isotopes radioactifs, dont seulement trois d'entre eux sont naturels. Ces derniers sont l'U-238, l'U-235 et l'U-234 qui sont respectivement présents à 99,27 %, à 0,718 % et à 0,0054 % dans la nature. Les autres isotopes de l'uranium sont créés à la suite d'activités anthropiques comme l'industrie nucléaire. Les 17 isotopes ont tous 92 protons, mais leur nombre de neutrons est différent. Ainsi, chaque isotope possède une demi-vie distincte qui détermine leur abondance dans l'environnement. Par exemple, l'U-238 est le plus abondant puisqu'il possède une demi-vie de 4,468 milliards d'années. La demi-vie des radionucléides est la période radioactive des éléments, soit le temps d'émission des rayonnements. C'est aussi la période durant laquelle la moitié des noyaux radioactifs présents initialement se désintègrent (Jébrak et autres, 2013; Auger et autres, 2010). En raison de leur noyau très instable, chaque isotope cherche à se désintégrer afin d'atteindre un élément stable. La radioactivité a lieu lorsque le noyau d'un atome instable comme l'uranium perd de l'énergie sous forme d'un type de rayonnement ionisant, soit alpha, bêta ou gamma (Auger et autres, 2010). La figure 1.2 montre que l'U-238 possède une chaîne de désintégration de 14 éléments dont le dernier, le Pb-206, est le plus stable (CEAEQ, 2013b). Parmi les éléments de cette chaîne, l'U-238 possède la plus puissante toxicité chimique due à sa très longue demi-vie et à son activité spécifique faible (Sheppard et autres, 2005).

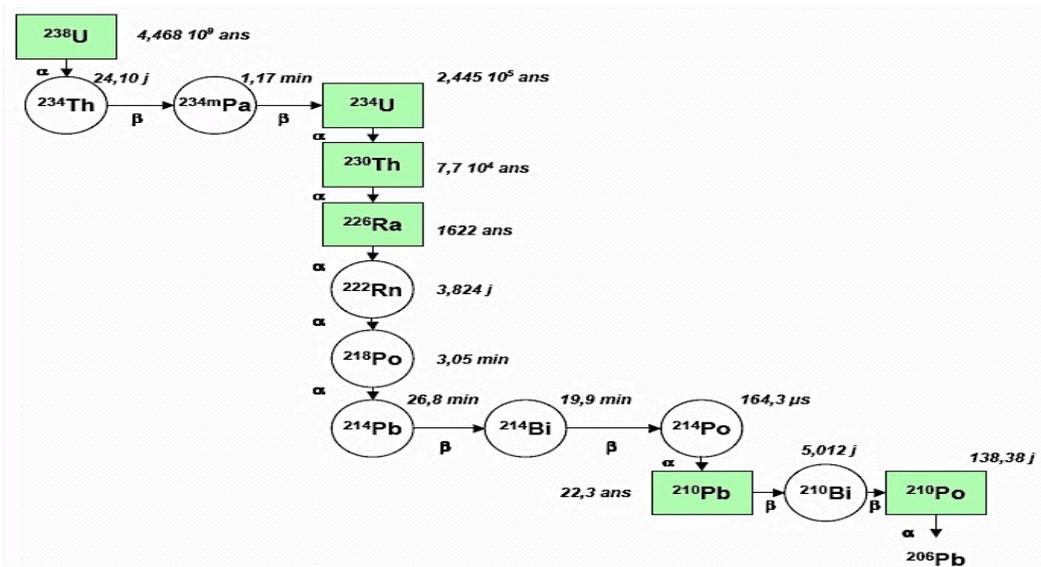


Figure 1.1 Chaîne de désintégration de l'uranium (tirée de : CEA EQ, 2013b, p. 2)

1.2 Descendants de l'U-238 dans l'environnement

En plus de l'uranium en tant que tel, ses descendants dans la chaîne de désintégration peuvent se retrouver dans l'environnement au pourtour des installations minières (Auger et autres, 2010). Peu d'études sur l'écotoxicologie de ses descendants ont été réalisées jusqu'à présent, d'où l'importance de les inclure dans les études d'impacts environnementaux. Le radium-226 (Ra), le radon-222 (Rn), le polonium-210 (Po) et le thorium-230 (Th) sont les radionucléides les plus reconnus dans la littérature scientifique pour leurs effets sur la faune et la flore.

1.2.1 Radium-226

Les concentrations du Ra-226 sont très faibles dans l'environnement, mais son pouvoir radioactif est élevé. Le comportement du radium est similaire au calcium, ce qui explique sa capacité à s'introduire dans les os des mammifères, pour s'y accumuler et générer l'apparition de cancers. La bioamplification du Ra-226 chez les organismes aquatiques peut être aussi élevée que 1×10^4 chez les plantes et les invertébrés aquatiques, ainsi que chez les poissons, ce qui est considérable (CEAEQ, 2014b en révision). Dans le contexte minier, le radium se dissout dans un environnement acide. C'est pourquoi il peut contaminer les cours d'eau (Auger et autres, 2010). En effet, l'augmentation du pH de l'eau favorise la solubilité et la mobilité des sels de radium. Les mécanismes d'adsorption-désorption aux sédiments et les possibilités de former des complexes solubles avec les éléments environnants sont également des facteurs qui influencent la concentration du radium dans le sol et l'eau (Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 1990a). Cependant, le radium est peu mobile dans un sol argileux en raison de sa

prédisposition à s'adsorber facilement sur les particules d'argile et la matière organique (CEAEQ, 2013c; Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN, 2010).

1.2.2 Radon-222

Le radon est un gaz radioactif reconnu comme un agent cancérigène. Il est incolore, inodore et sept fois plus lourd que l'air. Il se déplace facilement sur de longues distances avec le vent. Par exemple, avec des vents aussi bas que 10 km/heure, il peut parcourir 960 kilomètres (km) en seulement quatre jours (Auger et autres, 2010). Considérant sa courte vie de 3,8 jours, il se désintègre rapidement en Plomb-210 (Pb), puis en Po-210. Ainsi, le Rn-222 permet la dispersion de ses produits de désintégration dans le milieu naturel (Thomas and Thomas, 1999).

1.2.3 Polonium-210

Ce radionucléide naturel est l'un des plus toxiques malgré qu'il soit présent en très petite quantité dans l'environnement (Auger et autres, 2010). Il est retrouvé à des concentrations plus élevées à proximité d'activités d'exploitation de gisements uranifères (Coppin et Roussel-Debet, 2003). Le Po-210 est transporté dans l'atmosphère via l'exhalation du radon ou les dépôts aérosols du Pb-210 pour ensuite atterrir sur des surfaces où il s'adsorbe et s'immobilise. Ainsi, le transfert du Po-210 dans le corps de mammifères s'effectue principalement par ingestion d'éléments récepteurs de ce contaminant. Les végétaux vont plutôt adsorber principalement le Po-210 dans l'air et non par les racines (Pietrzak-Flis, 1995; Coppin et Roussel-Debet, 2003). Tout comme le Ra-226, la bioamplification du Po-210 chez les organismes aquatiques peut atteindre un facteur de 1×10^4 (CEAEQ, 2014c en préparation).

1.2.4 Thorium-230

La présence du Th-230 dans l'environnement est très faible, mais sa demi-vie de $7,7 \times 10^4$ ans est suffisamment longue pour créer des impacts environnementaux sur la faune et la flore. Le niveau de toxicité du Th-230 est semblable à l'uranium, mais il possède une radiotoxicité supérieure en raison de ses descendants qui émettent des radiations alpha et bêta, dont les durées de vie sont relativement courtes (Henner et Garcia-Sanchez, 2002).

Les facteurs qui influencent la solubilité et la mobilité du thorium sont sensiblement les mêmes que l'uranium. Dans le sol, il est principalement lié à des alliages d'oxydes, de silicates et de phosphates, aux argiles, aux oxyhydroxydes de fer et à la matière organique (CEAEQ, 2013a). Ainsi, la mobilité du thorium dans le sol est lente car il s'adsorbe fortement aux particules. Dans l'eau, le thorium se transforme en complexe insoluble en formant des liaisons avec des dioxydes, des carbonates, des hydroxydes, des oxalates et des sels de phosphate (ATSDR, 1990b). Le thorium est faiblement soluble, mais sa mobilité dans l'environnement dépend de quelques facteurs

comme le mouvement des particules sédimentaires sur lesquels il s'adsorbe, la présence de ligands et de matières humiques qui peuvent favoriser sa mobilité en formant des complexes solubles et le pH du milieu (CEAEQ, 2013a). Comme le thorium est mobile dans un milieu acide, il se retrouve dans le lixiviat produit par les résidus et stériles miniers (Committee on uranium mining in Virginia, 2011).

1.3 Historique d'utilisation et marché de l'uranium

L'uranium a d'abord été utilisé pour colorer des céramiques en vert ou en jaune depuis le temps des Romains. En effet, du verre coloré de jaune, composé de 1 % d'oxyde d'uranium et datant de l'an 79 après J.-C a été retrouvé à Naples en Italie (Hore-Lacy, 2013). Les premières tribus autochtones Navajo et Ute originaires de l'État du Colorado, transformaient pour leur part la carnotite, un minerai composé d'uranium, de vanadium et de radium, en peinture pour le corps (Johnston et autres, 2010). L'uranium a été officiellement découvert en 1789 par Martin Klaproth, un chimiste Allemand qui s'inspire de la planète Uranus pour lui donner son nom (Cleveland, 2009). De 1895 à 1945, de nombreuses études sur la radiation atomique émergent pour développer diverses applications industrielles et médicales (Cameco, 2013a). En 1896, les recherches du physicien français Henri Becquerel lui permettent de découvrir la radioactivité de l'uranium (Larousse, s. d.). Dans la même année, Pierre et Marie Curie décrivent le phénomène de la radioactivité et réussissent plus tard à isoler le radium et le polonium du minéral pitchblend (*World Nuclear Association* (WNA), 2010a).

Entre 1939 et 1945, les recherches se sont concentrées sur les bombes atomiques reliées à la guerre mondiale (Centre for Energy, 2014). Le gisement Port radium, situé dans les Territoires du Nord-Ouest au Canada, fut la première mine de radium à être opérée en 1933 et qui sera par la suite transformé en mine uranifère dès 1942 pour les besoins du projet Manhattan sur les armes nucléaires (Strateco, 2012b). Ce développement coïncide avec la découverte de la fission nucléaire démontrée par deux physiciens allemands, Otto Hahn et Fritz Strassman en 1938 (Johnston et autres, 2010). Cette nouvelle technique permet de produire de l'énergie par la scission de l'atome d'uranium. À la suite de cette avancée, les recherches sur l'énergie nucléaire débutent au laboratoire de *l'Atomic Energy of Canada Limited* (Centre for Energy, 2014).

Puis, le développement s'est réorienté vers les technologies qui permettent de produire de l'électricité car l'uranium possède un «potentiel énergétique considérable» : un kilogramme d'uranium naturel permet de faire fonctionner un radiateur de 1000 W pendant plus de 14 ans (Jébrak et autres, 2013). Ainsi, vers la fin des années 50 et au début des années 60, une quinzaine de centrales nucléaires d'une capacité totale de 1087 Mégawatts qui fonctionnent avec différentes technologies ont émergé en France, aux États-Unis, au Canada avec le *Nuclear Power Demonstration* et dans d'autres pays (WNA, 2010a). La progression de cette industrie jusqu'à

aujourd'hui est certes notable puisque 437 réacteurs nucléaires autour du monde sont maintenant en opération aujourd'hui avec une capacité totale de 371 762 Mégawatts. Les conséquences de l'industrie nucléaire amènent le Canada à mettre en place, en 1978, le *Canadian Nuclear Fuel Waste Management Program* afin de développer des méthodes de disposition des résidus nucléaires sécuritaires et permanentes (Centre for Energy, 2014).

À la suite de cette brève ascension, l'industrie nucléaire endure des périodes de déclinaisons et de stagnation vers la fin des années 70 jusqu'en 2002. Ainsi, une demande en uranium plus faible combinée à des surplus de stocks d'uranium accumulés durant la période précédente, constituent en partie les raisons de la décroissance des prix et de la production de ce métal sur le marché. Cette variation des prix sur le marché de l'uranium est d'ailleurs illustrée à la figure 1.2 (*International Atomic Energy Agency (IAEA), 2009*). L'avènement de deux accidents nucléaires majeurs dont un survenu en 1979 dans la centrale *Three Mile Island* aux États-Unis et l'autre, en avril 1986 à Chernobyl en Ukraine, sont des éléments déclencheurs de cette dépression du marché de l'uranium (Char et autres, 1987).

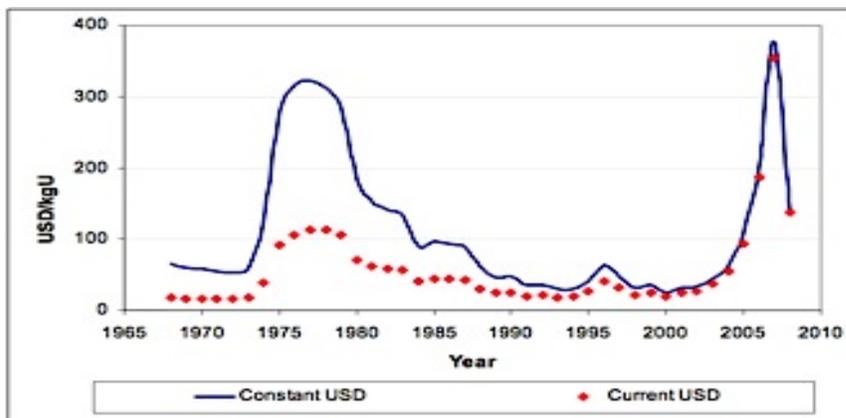


Figure 1.2 Historique des prix du marché de l'uranium (tirée de : IAEA, 2009, p.2)

Ainsi, le marché de l'uranium est toujours menacé par des événements tragiques. Dernièrement, à la suite de la catastrophe de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi au Japon survenue en 2011, les prix de l'uranium ont diminué drastiquement en raison d'une perte de confiance envers ce minerai. Par ce fait, la production a aussi suivi cette tendance dépressive (Pistilli, 2013). Malgré cet événement, le marché de l'uranium a résisté en raison des 435 centrales nucléaires qui sont actuellement en opération réparties dans 31 pays. De plus, le marché prend de la force puisque 60 nouvelles centrales sont présentement en construction dans 13 pays. Enfin, la construction de 160 réacteurs est planifiée et plus de 320 projets de développement sont proposés à travers le monde (WNA, 2013b). Considérant le développement qui s'annonce pour cette industrie au cours des

prochaines années et le recul de l'inventaire survenu dans les quelques années précédentes, un déficit de l'offre par rapport à la demande et une augmentation des prix de l'uranium sont attendus (Pistilli, 2013). Les prévisions de la demande mondiale croissante en uranium expliquent le développement de projets de mine d'uranium au Québec et laissent présager leur rentabilité (SIDEX, 2004).

2 EFFETS ÉCOTOXICOLOGIQUES ET DEVENIR DE L'URANIUM

Afin de constater l'étendue des impacts générés par les rejets miniers dans l'environnement, il est essentiel d'évaluer le comportement de l'uranium dans l'eau et dans le sol ainsi que les effets écotoxicologiques sur les organismes aquatiques et terrestres.

Bien que, tout comme les autres métaux, l'uranium ne soit pas biodégradable dans l'environnement, il se transforme de façon réversible en changeant de forme chimique et en se liant avec d'autres éléments du milieu. Ainsi, ces transformations dépendent de nombreux facteurs chimiques, biologiques et physiques qui contrôlent la mobilité et la biodisponibilité de l'uranium dans l'environnement (Pelletier et autres, 2004).

2.1 Présence de l'uranium dans l'environnement

L'uranium est naturellement présent dans le sol, l'eau, l'air, en plus d'être retrouvé dans les organismes vivants. Il entre dans la composition d'environ 200 minéraux en tant que composant principal. Ceux-ci sont constitués de divers alliages notamment les oxydes qui englobent l'uraninite, la forme la plus abondante dans l'environnement, aussi reconnue sous le nom de pitchblende (UO_2) ainsi que l'octaoxyde de triuranium (U_3O_8). Les carbonates, les silicates, les phosphates, les vanadates, les arsénates et les molybdates contiennent également des concentrations d'uranium (CCME, 2011; CEAEQ, 2013b; Morss et autres, 2006). Ainsi, l'uranium est dispersé dans la croûte terrestre à une concentration moyenne de 0,0003 % (Zavodska et autres, 2008) et il est considéré comme un constituant trace. Selon le *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR), la concentration dans le monde varie de 0,3 à 11,7 ppm (UNSCEAR, 1993).

La concentration naturelle d'uranium dans les roches dépend de la géochimie du milieu et varie amplement d'un milieu naturel à l'autre. Par exemple, la concentration peut aller jusqu'à 80 ppm dans les schistes carburés, de 3 à 27 ppm dans les bauxites et de 0,1 à 9 ppm dans les roches carbonatées (Garnier-Laplace, 2011). Les roches phosphatées en contiennent le plus, soit de 60 à 200 ppm pour la plupart, mais peuvent contenir jusqu'à 1 000 ppm comme le gisement d'Itatai au Brésil (Gabriel et autres, 2011).

L'eau de mer contient pour sa part de l'uranium à des concentrations moyennes de 0,0033 ppm tandis que l'eau douce en contient entre 0,00001 et 0,01 ppm et l'eau souterraine en renferme moins de 0,001 ppm (Garnier-Laplace, 2011; CCME, 2011). La provenance de l'uranium dans les eaux souterraines et de surface dérive de la dissolution des roches et des sols (Jébrak et autres, 2013).

2.2 Devenir de l'uranium dans le sol

L'uranium est majoritairement présent dans les roches sous la forme solide de l'uraninite UO_2 . Cependant, le remaniement géologique, le mouvement de l'eau et la présence d'oxygène contribuent à dissoudre les minerais comme l'uraninite en ions uranyles UO_2^{2+} , soit l'état d'oxydation U^{+6} (CCME, 2007). Ainsi, le comportement de l'uranium dépend fortement des conditions d'oxydo-réduction environnantes (Garnier-Laplace, 2001). L'ion hexavalent U^{+6} , qui se forme dans un milieu oxydant, est non seulement la spéciation majoritairement présente dans l'environnement, mais elle est aussi la plus mobile et la plus stable (Burns et Finch, 1999). Le pH, la composition du sol, la présence de microorganismes, d'oxygène, d'eau, d'argile et de matières organiques sont également des facteurs qui influencent le transport et la biodisponibilité de l'uranium dans les écosystèmes terrestres (Allard et autres, 1982; CCME, 2007).

Un sol offrant un milieu propice aux échanges de cations aura tendance à retenir l'uranium tandis que la prédominance de carbonate et de chélate favorisera la mobilité de l'uranium (Allard et autres, 1982). Ainsi, les sols denses et riches en matières organiques comme les tourbières, les ligands organiques de masse moléculaire élevée comme les acides humiques et fulviques s'associent facilement avec l' U^{+6} dans des conditions alcalines ou acides (Zavodska et autres, 2008). Un milieu riche en matière organique et en argile réduit donc la mobilité de l'uranium car il s'y accumule (Laroche et autres, 2005) tandis que l'absence de matière organique et d'argile favorise le déplacement de l'uranium (Vandenhove et autres, 2009). Cependant, dans les sols plus denses, il est possible que l'uranium puisse être transporté en s'adsorbant sur des colloïdes mobiles qui se dirigent vers les eaux souterraines ou en formant des complexes solubles aqueux avec la matière organique (Duquene et autres, 2010).

La mobilité de l' U^{+6} dépend fortement du pH (Mitchell, 2013). Lorsque le pH du sol se situe au-delà de 6, la production de complexe uranium-carbonate s'intensifie car les carbonates se libèrent. Ceci a pour effet de favoriser la mobilité de l'uranium car ces complexes possèdent moins d'affinité avec les particules environnantes (Duquene et autres, 2010). Les milieux acides, comme par exemple les résidus miniers contenant de l'acide sulfurique, favorisent également la mobilité de l'uranium dans l'environnement (Gabriel, s.d.). Ainsi, l'adsorption de l'uranium dans le sol est réduite à un pH inférieur à 3 ou supérieur à 7 et est maximisée lorsque le pH du sol se situe entre 5 à 7 (Vandenhove et autres, 2009). Dans des conditions anaérobies, l'ion uranyle U^{+6} subit une réduction pour se transformer en uranium tétravalent U^{+4} via l'oxydation des matières organiques en créant des complexes avec des éléments comme des hydroxydes, des phosphates ou des sulfures qui s'adsorbent dans le sol. Sous cette forme, l'uranium devient alors faiblement soluble (Mitchell et autres, 2013; Garnier-Laplace, 2001).

La taille et la forme des particules influencent le transport et la pénétration de l'uranium dans le sol. Celles-ci peuvent agir comme des puits si elles accumulent et retiennent les composés uranifères (Salbu et autres, 2004). En général, la migration de l'uranium s'accroît dans un sol sablonneux où les particules sont grossières, mais diminue dans le terreau où les particules sont plus fines (Shahandeh and Hossner, 2002). Cependant, les particules les plus fines peuvent favoriser la dispersion du métal car leur légèreté permet un déplacement accru vers d'autres milieux. Par exemple, à la surface du sol, les radionucléides provenant des sites miniers peuvent être amenés par le vent, l'eau de ruissellement, la pluie et par les activités minières comme le transport des stériles et des minerais, le forage, le dynamitage, etc. (Hinck et autres, 2010).

Dans les profondeurs du sol, le lixiviat provenant de déchets radioactifs miniers peut s'infiltrer dans le sous-sol et contaminer les eaux souterraines (Zavodska et autres, 2008). De ce fait, la lixiviation favorise la migration de l'uranium dans les écosphères qui entourent les sites miniers et le mouvement de l'eau souterraine influence son cheminement dans le sous-sol. En addition, les structures perméables comme les roches sédimentaires accélèrent le transport de l'uranium vers d'autres milieux (Kauppila et autres, 2011; CCME, 2007).

Enfin, les microorganismes jouent un grand rôle dans la migration de l'uranium dans le sol. Certaines bactéries peuvent diminuer la mobilité et la solubilité de l'uranium en diminuant son degré d'oxydation, tandis que d'autres favorisent le déplacement de l'uranium en le solubilisant. Ainsi, un milieu aqueux dont le pH se situe entre 3 et 6 favorise la prise en charge de l'uranium par plusieurs types de microorganismes (Burns et Finch, 1999). Toutefois, les agents organiques complexants qui se retrouvent naturellement dans les milieux naturels peuvent perturber les mécanismes microbiens de réduction et de précipitation de l'ion uranyle. Cette biotransformation peut ralentir la migration de l'uranium (Arokiasamy, 2006). D'autres microorganismes sont capables d'accumuler l'uranium dans leurs cellules. Ce mécanisme biologique diminue alors la quantité d'uranium dans l'environnement (CCME, 2007; Gavrilesco, 2009). Ceci est le cas de certaines plantes comme le tournesol, le chou, l'amarante et les roseaux, qui possèdent également une capacité à absorber une large quantité d'uranium (Li et Zhang, 2012).

2.3 Devenir de l'uranium dans l'eau

Les facteurs qui contrôlent la mobilité de l'uranium dans les milieux aquatiques sont semblables à ceux qui concernent le sol, c'est-à-dire le potentiel d'oxydoréduction, le pH, la nature des ligands et des agents complexants et la capacité d'adsorption du matériel (Herczeg et autres, 1988). Le pH est un facteur important pour déterminer la spéciation de l'uranium dans l'eau et la stabilité des complexes formés avec des ligands organiques et inorganiques (Herczeg et autres, 1988). Lorsque le pH d'une solution d'uranium est inférieur à 4,5 à 25°C, l'ion uranyle domine. Dans ces conditions, celui-ci est relativement mobile et soluble. Dès que le pH se maintient entre 4,8 et 6,4, l'ion uranyle

se convertit graduellement en complexes hydroxylés. À pH supérieur à 6,4 et en présence d'oxygène, l'ion uranyle forme des complexes solubles et mobiles avec les ions carbonates ou sulfates présents dans le milieu. Les complexes formés dépendent de la teneur en uranium et des autres ions dissous dans la solution disponible pour établir des liaisons (Burns et Finch, 1999). Alors qu'un milieu riche en oxygène favorise grandement la mobilité de l'uranium, un milieu réducteur qui contient peu d'oxygène transforme l' U^{+6} en U^{+4} . Généralement, ce dernier précipite et s'immobilise car il tend à se lier avec les matières organiques du milieu (Jébrak et autres, 2013).

Le panache de migration de l'uranium dans l'eau souterraine à partir d'une mine n'excède généralement pas deux kilomètres selon les conditions du milieu (*United States Environmental Protection Agency* (USEPA), 2007). La contamination de l'uranium peut également se propager dans plusieurs cours d'eau adjacents aux résidus et stériles miniers en raison de la corrélation entre les eaux souterraines et les eaux de ruissellement. De plus, sous certaines conditions physicochimiques, les sédiments peuvent accentuer la contamination de l'eau. En effet, l'uranium peut être relâché temporairement dans le milieu naturel par un mécanisme de désorption (Winde, 2006). Malgré ces instabilités chimiques, les sédiments peuvent généralement agir comme réservoir pour l'uranium. D'ailleurs, le plus grand réservoir connu est un milieu réducteur anoxique dans lequel U^{+6} est réduit en U^{+4} par précipitation minérale (Burns et Finch, 1999).

2.4 Devenir de l'uranium dans l'atmosphère

La présence d'uranium et ses descendants dans l'atmosphère est associée aux activités minières. Les particules d'uranium et ses descendants peuvent être transportées par le vent et redirigées vers le sol et l'eau avec les précipitations (Committee on uranium mining in Virginia, 2011). Outre le composé d'hexafluorure d'uranium, peu d'information est disponible sur le devenir de l'uranium dans l'air. Ce composé se transforme en fluorure d'uranyle (UO_2F_2) au contact de l'humidité dans l'air. Les particules d' UO_2F_2 prennent alors de l'expansion et de la vitesse en absorbant l'humidité. Puisque ces particules sont solubles dans l'eau, leur mobilité dans l'environnement augmente lorsque celles-ci pénètrent dans les lacs et rivières (ATSDR, 1999).

2.5 Biodisponibilité et bioaccumulation de l'uranium chez les plantes terrestres

Les paramètres qui influencent l'absorption par le système racinaire des plantes sont similaires à ceux qui conditionnent la mobilité de l'uranium dans le sol. La biodisponibilité de l'uranium pour les plantes dépend entre autres de la spéciation de l'uranium qui varie en fonction de la composition et des conditions physicochimiques du sol, notamment le pH. Lorsque le pH augmente et que des matières organiques ou de l'argile sont retrouvées dans le sol, l'absorption de l'uranium diminue (Hinck et autres, 2010). Par ailleurs, un sol acide argileux avec des teneurs élevées en fer, manganèse et en fractions organiques réduit la biodisponibilité et le potentiel de bioaccumulation

de l'uranium par les plantes. Celles-ci accumulent généralement davantage l'uranium lorsqu'elles poussent dans un sol contenant une forte concentration de complexes U-carbonate. Un sol sablonneux favorise également le processus d'absorption par les racines des plantes (Shahandeh and Hossner, 2002). En outre, l'ajout de nutriments dans le sol affecte la biodisponibilité de l'uranium aux plantes. Par exemple, le potassium favorise la concentration d'uranium dans les tissus biologiques des plantes tandis qu'elle diminue avec l'ajout de phosphate car ce dernier réduit la biodisponibilité de l'uranium pour les plantes (Kauppila, 2011; Ebbs, 1998).

La masse moléculaire des complexes influence aussi l'absorption de l'uranium par les plantes. Ainsi, la forme la plus légère pénétrera plus facilement les membranes biologiques que le complexe formé de matières organiques (Salbu et autres, 2004). La concentration et la solubilité du complexe uranifère influencent également la capacité de l'uranium à cheminer vers les racines, les membranes biologiques et le xylème des plantes. Par exemple, les spéciations solubles seront plus facilement ingérées par les plantes ce qui favorise la bioaccumulation dans leurs tissus biologiques (Hinck et autres, 2010).

Des études confirment que la bioaccumulation de l'uranium varie selon les caractéristiques du sol et l'espèce de la plante. Des concentrations mesurées dans des pousses de tournesol cultivées dans 100 mg U/kg sous forme de nitrate d'uranyle, étaient comprises entre 2 et 24 mg U/kg tandis que dans les racines, elles se situaient entre 89 et 810 mg U/kg. Ceci démontre que la concentration de l'uranium était de 30 à 50 fois plus élevée dans les racines que dans les pousses (Shahandeh and Hossner, 2002). Une autre expérience a conclu que l'orge n'accumulait pas d'uranium dans le sol provenant de la zone entourant un gisement uranifère près de Summerland (C.B.) qui contenait 313 mg U/kg à un pH de 7,55. De plus, la concentration d'uranium dans l'orge diminuait avec l'augmentation de la teneur en uranium dans le sol (Van Netten and Morley, 1982). Ainsi, la bioaccumulation des plantes qui poussent autour d'une mine uranifère est un phénomène complexe qui varie en fonction de divers paramètres physicochimiques et biologiques (Shahandeh and Hossner, 2002). Néanmoins, l'uranium ne constitue pas un élément essentiel pour les plantes donc l'absorption reste minime et l'uranium s'accumule généralement en grande partie dans les racines. La mobilité de l'uranium dans les tissus est donc naturellement limitée (CCME, 2007).

Les effets écotoxicologiques pour les végétaux autour des sites miniers sont possibles si les concentrations accumulées dans leurs membranes dépassent les limites tolérées. D'ailleurs, une étude sur l'écotoxicité de l'uranium rapporte que les concentrations sans effet nocif sont de 250 mgU/kg (sol sec) pour les plantes terrestres (Sheppard et autres, 2005).

2.6 Bioaccumulation et écotoxicité de l'uranium chez les organismes terrestres

L'uranium n'est pas reconnu pour être un élément essentiel aux animaux et sa toxicité est moindre que celle du plomb (CCME, 2007). Plusieurs tests ont été effectués afin de vérifier les effets de l'exposition des mammifères à l'uranium par différentes voies d'absorption, soit par voie orale, cutanée et par inhalation. Par exemple, des études ont conclu que l'inhalation d'une quantité suffisante d'hexafluorure d'uranium a causé la mort de plusieurs rats et souris. D'autres expériences ont rapporté des cas de mortalité chez des petits mammifères lors de l'exposition chronique et aiguë au nitrate d'uranyle par contact cutané (CEAEQ, 2013b). L'exposition par voie orale à long terme a pour conséquence de réduire la longévité des mammifères en raison des nombreuses lésions infligées. Elle peut même causer la mort dans certains cas. Par exemple, un lapin est mort à la suite de l'ingestion de doses par voie orale de 14,3 mg/kg/jour de nitrate d'uranyle pendant 30 jours (Maynard et autres, 1949). Des études concluent que la majorité des effets toxiques de l'uranium affectent les reins des mammifères. Par exemple, un lapin a subi un changement histopathologique au niveau rénal en inhalant des doses de 0,25 mg/m³/jour de nitrate d'uranyle à raison de 6 heures/jour, 5,5 jour/semaine pendant 6,5 mois (Stockinger et autres, 1953). En ce qui concerne les invertébrés, le peu d'études existantes sur la bioaccumulation dans leurs systèmes conclut que ceux-ci n'ingèrent pas l'uranium de façon significative (CCME, 2007).

En milieu naturel, les caribous du nord-est de la Saskatchewan qui vivent près des sites miniers sont particulièrement à risque d'accumuler l'uranium dans leur organisme car ces animaux consomment le lichen. En effet, le lichen détient une plus grande capacité que les autres végétaux à accumuler les radionucléides en suspension dans l'atmosphère car celui-ci ne possède pas de système racinaire, ses branches sont larges et son potentiel de longévité est élevé. Le lichen est donc susceptible d'affecter sérieusement la chaîne alimentaire reliée (Thomas and Thomas, 1999). De plus, la bioaccumulation de l'uranium par les organismes aquatiques peut avoir des répercussions sur la faune terrestre. En effet, le transfert d'uranium d'un organisme à un autre est possible pour les espèces qui se nourrissent de poissons et de plantes aquatiques (CCME, 2011).

2.7 Bioaccumulation et écotoxicité de l'uranium chez les organismes aquatiques

L'uranium peut s'accumuler dans les organismes aquatiques par ingestion de sédiments contaminés par ce métal ou en captant les contaminants avec leurs membranes biologiques comme leurs appareils respiratoires (Hinck et autres, 2010; CCME, 2011). Cependant, les interactions entre le biote aquatique et les sédiments contaminés sont complexes et dépendent de facteurs biotiques et abiotiques, ce qui rend la biodisponibilité de cet élément difficile à prévoir (Klaverkamp et autres, 2002).

Le degré de toxicité de l'uranium pour les organismes aquatiques dépend de sa spéciation et de sa complexion. Bien que l'ion uranyle est la forme la plus toxique et biodisponible pour les organismes aquatiques, celui-ci forme des complexes dans l'eau qui peuvent augmenter ou diminuer son niveau de toxicité. Par exemple, les complexes hydroxyde-uranyle formés dans des conditions acides sont plus toxiques que les complexes carbonate-uranyle. Les eaux dures peuvent également inhiber la toxicité de l'uranium dans les organismes aquatiques car cette condition peut favoriser la formation de complexes avec les ions carbonate. Cependant, la dureté totale, laquelle correspond à la teneur en calcium et en magnésium, et la concentration d'uranium sont des facteurs qui influencent le type de complexes qui sera formé dans l'eau. Par exemple, une dureté de 179 mg/l CaCO₃ et une faible concentration d'uranium favorisent la formation de carbonates de calcium uranyle (Poston, 1984).

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 chez les poissons. Alors que les données sur les milieux d'eau douce sont disponibles, celles au niveau des milieux marins sont limitées (CCME, 2011). Des études ont rapporté que les poissons d'eau douce comme le corégone, la truite arc-en-ciel, la truite grise (touladi) et le brochet accumulent des concentrations d'uranium plus élevées dans leurs intestins que dans leurs tissus biologiques (Clulow et autres, 1998; Cooley et Klaverkamp 2000; Poston, 1982). Le corégone et la truite grise provenant de lacs situés près de mines uranifères contenaient des concentrations d'uranium plus élevées dans les os et les intestins que dans les muscles (Clulow et autres, 1998). Même si l'uranium a tendance à s'accumuler dans les tissus minéralisés, une exposition à long terme par la nourriture contaminée démontre que la toxicité de l'uranium affecte les reins et le foie des organismes aquatiques (Ribera et autres, 1996). Bien que l'uranium puisse être bioaccumulé par les organismes aquatiques, les études n'ont pas démontré de bioconcentration ou de bioamplification. Cependant, des évidences montrent que la bioaccumulation de l'uranium à long terme pourrait atteindre un niveau toxique pour les organismes aquatiques (CCME, 2011).

Une étude sur l'écotoxicité de l'uranium estime que les concentrations limites n'ayant pas d'effet toxique sont de 0,05 mg U/kg (sol sec) pour les plantes d'eau douce et les invertébrés aquatiques et de 100 mgU/kg (sédiment sec) pour le benthos. Pour les poissons, les valeurs sont de 0,1 mgU/kg dans l'eau très douce, de 2,8 mgU/kg dans l'eau douce et de 23 mgU/kg dans l'eau dure. Au-delà de ces concentrations, la toxicité de l'uranium peut produire des effets néfastes sur la reproduction, la croissance, la prise de poids et les activités natatoires, tandis qu'une exposition à une forte dose peut conduire à la mort (Sheppard et autres, 2005). Concernant la radiotoxicité, le faible pouvoir de pénétration des radiations émises par l'uranium dans les organismes aquatiques

est peu considéré dans les impacts. Une large quantité d'uranium nécessiterait d'être ingurgitée par les organismes pour observer des effets radiologiques (Mathews et autres, 2009).

3 EXPLOITATION DES RESSOURCES URANIFÈRES

Les gisements d'uranium se forment dans une large variété d'environnements géologiques qui influencent la mobilité de l'uranium dans le sous-sol. Des facteurs climatiques propres à chaque région contribuent grandement à la formation de types de gisements spécifiques. Par exemple, les gisements formés par l'infiltration d'eaux météoriques sont présents dans les pays plus chauds, mais sont actuellement inexistantes au Québec. Le déplacement actuel de l'uranium dans les minerais est limité par le contexte météorologique du Québec. En effet, «la topographie généralement jeune et la surface des roches peu altérées par le climat limitent la dissolution de l'uranium des roches par l'eau.» (Jébrak et autres, 2013) De plus, les nombreuses tourbières présentes sur le territoire québécois peuvent piéger certains métaux comme l'uranium présent dans les eaux de surface grâce à leur pouvoir de filtration (Jébrak et autres, 2013).

Les différents types de gisements sont classés dans les principales catégories ordonnées selon leur intérêt économique (*Organisation for economic cooperation and development* (OECD), 2010). Pour les besoins de cet essai, les plus importants gisements possiblement retrouvés au Québec et au Canada sont décrits.

3.1 Gisements liés à des discordances

La plupart des gisements canadiens sont associés à des discordances dans lesquelles des composés d'uraninite, de pechblende, et de coffinite sont situés entre des gneiss et des grès. Les gneiss sont des roches déformées du temps précambrien et métamorphiques foliées, où s'alignent des mélanges de quartz, de feldspaths et de micas, tandis que les grès sont des roches sédimentaires plus récentes, non déformées et composées principalement de quartz. Ce type de gisement représente 33 % des ressources mondiales en uranium et il contient fréquemment de fortes teneurs en uranium (WNA, 2010b). Le gisement lié à des discordances le plus riche en uranium au monde est la mine *MacArthur River* située en Saskatchewan avec un tonnage de 147 000 t d' U_3O_8 et une teneur moyenne de 17 % (Jébrak et autres, 2013). De plus, le gisement *Cigar Lake* en développement en Saskatchewan contient une moyenne de presque 20 % d' U_3O_8 , allant jusqu'à 50 % dans certaines zones (WNA, 2010b). Au Québec, la plupart des gisements liés à des discordances sont localisés aux monts Otish dans le gisement Matoush. Opéré par la compagnie Ressources Strateco, le gisement Matoush est le projet en développement le plus avancé au Québec. Selon l'entreprise, les ressources minérales inférées de 2012 sont de 2,04 millions de tonnes à une teneur de 0,43 % d' U_3O_8 contenant 19,22 millions de livres U_3O_8 . Les ressources minérales indiquées sont, quant à elles, estimées à 453 000 t à une teneur de 0,78 % d' U_3O_8 contenant 7,78 millions de livres d' U_3O_8 (Strateco, 2012c).

La Saskatchewan, qui exploite l'uranium depuis près de 40 années, possède des gisements liés à des discordances les plus riches et les plus profonds dans le bassin de l'Athabasca. Ceux-ci ont été découverts une trentaine d'années après le début de l'exploration dans cette région. Au départ, dans les années 1970, les gisements ne faisaient qu'une centaine de mètres de profondeur. Aujourd'hui, les gisements aux teneurs en uranium les plus élevées sont situés à plus de 500 mètres sous terre et sont contenus dans des zones restreintes. Il est probable que le sous-sol géologique du Québec puisse renfermer des gisements liés à des discordances avec des teneurs en uranium aussi élevées que ceux de la Saskatchewan. Mais jusqu'à présent, la plupart des explorations n'ont pas atteint un niveau de profondeur suffisant qui permettrait peut-être de découvrir des gisements aussi riches (Jébrak, 2014).

3.2 Gisements contenus dans des grès

Les grès à grains moyens sont retrouvés dans des milieux sédimentaires continentaux fluviaux ou marins. Le piégeage de l'uranium dans les grès se produit lorsque ce métal est acheminé par des fluides sous l'effet d'érosion pour ensuite précipiter dans un bassin naturel (OECD, 2010). Ces gisements sont principalement composés d'uraninite et de coffinite et leur tonnage atteint un maximum de 50 000 t U_3O_8 avec de faibles teneurs de l'ordre de 0,05 à 0,4 % d' U_3O_8 (WNA, 2010b). Ce type de gisements, qui constitue 18 % des ressources d'uranium mondiales, est majoritairement trouvé aux États-Unis (Colorado), en Argentine, en Afrique du Sud, au Kazakhstan et en Australie (Jébrak et autres, 2013). Au Québec, quelques indices en uranium ont été rapportés, mais en général, ces gisements sont peu recherchés pour exploiter l'uranium (Jébrak, 2014).

3.3 Gisements liés à des complexes bréchiques à hématite

Les gisements liés à des complexes bréchiques à hématite sont constitués de minéraux formés de fer, de cuivre, d'or et d'argent qui incluent des teneurs de 0,04 à 0,08 % d' U_3O_8 . La mine australienne *Olympic Dam* est un exemple de gisement lié à des complexes bréchiques à hématite. De tels gisements existent également au Chili et au Brésil (WNA, 2010b). Quelques indices existent sur la Côte-Nord, mais ces gisements sont plutôt exceptionnels au Québec (Jébrak, 2014).

3.4 Gisements liés à des conglomérats à galets de quartz

Les gisements liés à des conglomérats à galets de quartz ressemblent aux grès. Ils sont constitués de minerais détritiques (roche sédimentaire composée d'au moins 50 % de débris provenant de l'érosion) et d'oxyde d'uranium contenus dans des conglomérats déposés dans des systèmes fluviaux datant de 3 070 à 2 200 millions d'années (OECD, 2010; WNA, 2010b). Les mines *Elliot Lake* au Canada, *Jacobina* au Brésil et *Witwatersrand* en Afrique du Sud constituent les seuls gisements de ce type. Ceux-ci ont produit plus de 165 000 t d' U_3O_8 au total et forment ensemble

13 % des ressources d'uranium mondiales. Les teneurs de ces gisements peuvent aller jusqu'à 0,15 % d' U_3O_8 avec un tonnage qui varie entre 6 000 et 170 000 t d' U_3O_8 (WNA, 2010b). Au Québec, ces gisements sont présents à basse teneur en uranium dans le nord de la Baie James (Jébrak, 2014).

3.5 Gisements intrusifs

Les gisements liés à des intrusifs, aussi appelés magmatiques, sont des réservoirs minéraux localisés dans d'anciens systèmes magmatiques. Ainsi, des roches magmatiques telles que l'alaskite, le granite, la pegmatite, le monzonite, la syénite, les roches hyperalcalines et la carbonatite sont mises en place en profondeur dans l'environnement géologique (WNA, 2010b). Le plus grand gisement de ce type est situé à Rössing, en Namibie avec 15 000 t d'U à faible teneur (OECD, 2010). Au Québec, la province géologique de Grenville (Basse-Côte-Nord, secteur de Mont-Laurier), possède 81 434 t U réparties dans 12 gisements à teneur faible tandis que la province de Churchill contient 6 000 t U. Au total, 89 % des ressources québécoises sont d'origine magmatique intrusive (Jébrak et autres, 2013).

3.6 Autres types de gisement

Les gisements volcaniques liés à des caldeiras sont localisés dans les roches volcaniques près de zones de failles et de cisaillement. L'uranium est habituellement associé au molybdène, aux sulfures, à la fluorine violette et au quartz. La *caldeira* de Streltsovsk en Russie, le Dornot en Chine, le *Nopal* au Mexique et le gisement Michelin, situé dans la province de Terre-Neuve-et-Labrador constituent des exemples de gisements de type volcanique (OECD, 2010; Jébrak et autres, 2013). Cependant, aucun gisement de ce type n'a été identifié au Québec (Jébrak, 2014).

Certains gisements miniers contiennent de l'uranium en coproduit, c'est-à-dire que celui-ci est associé au produit principal ou à d'autres métaux exploités dans un projet. Ainsi, l'uranium peut être récupéré comme produit secondaire ou sous-produit. Dans ce cas, l'uranium doit quand même être pris en compte lors de l'inventaire des ressources totales de ce métal (OECD, 2010). Au Québec, 61 % des sources d'uranium proviennent de gisements en coproduit (Jébrak et autres, 2013).

Les gisements composés de terres rares renferment 17 éléments métalliques incluant des teneurs en uranium anormales observées. Ces métaux sont principalement contenus dans des minerais de bastnaésite (fluocarbonate) associée à la carbonatite de xénotime et de monazite (phosphate). Leur exploitation rejette dans l'environnement des métaux lourds et des éléments radioactifs comme l'uranium et le thorium selon la constitution des minerais (CEAEQ, 2013). Jusqu'à présent, aucun gisement de ce type n'est exploité au Québec, mais des composés de cuivre-or-oxydes de fer existent dans la région de Manitou-Wakeham, sur la Côte-Nord, et d'autres types ont été

observés dans la Province de Grenville et dans le nord-est de la Province du Supérieur (Roy et autre, 2009).

3.7 Production et réserve mondiale d'uranium

L'Australie détient le plus grand pourcentage des ressources d'uranium au monde avec 31 % suivi du Kazakhstan avec 12 %, du Canada et de la Russie avec 9 %, du Niger avec 8 % et de l'Afrique du Sud, le Brésil, la Namibie, les États-Unis, la Chine, l'Ukraine, l'Ouzbékistan et la Mongolie avec moins de 5 % (OECD, 2012). D'autres pays possèdent des réserves d'uranium, mais considérant leur situation économiquement et politiquement instable, leur exploitation demeure faible (Connaissance des énergies, 2012).

Depuis 2008, les analyses montrent que les ressources d'uranium identifiées ont augmenté de 12,5 % jusqu'en 2011. Si la demande pour cette ressource se maintient au rythme actuel, la figure 3.1 démontre que les provisions totales seront suffisantes pour 100 ans. Parallèlement, entre 2008 et 2010, la production mondiale d'uranium a augmenté de 25 % due en partie au Kazakhstan qui a accru considérablement sa capacité de production d'uranium pour acquérir son statut actuel de leader mondial. En 2012, la production totale dans le monde était de 58 344 tonnes (t) d'U (68 805 t d'U₃O₈) et tel qu'illustré au tableau 3.1, elle est en croissance depuis 1999 (WNA, 2014). Cette augmentation est nécessaire pour répondre à la demande croissante des centrales nucléaires. En effet, en 2010, la capacité des centrales nucléaires qui génèrent l'électricité était de 375 *Gigawatt electrical* (GWe) et la demande pourrait s'accroître de 540 GWe jusqu'à 746 GWe en 2035 selon les prévisions. Ainsi, les centrales auront besoin de 8 000 t U à 136 000 t U en 2035 afin d'assouvir la consommation mondiale en électricité (IAEA, 2011).

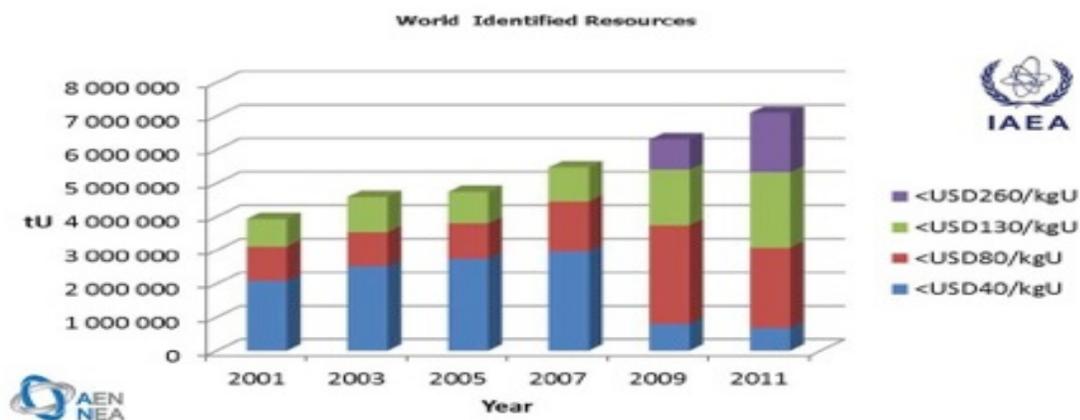


Figure 3.1 Évolution des ressources mondiales d'uranium identifiées (tirée de : IAEA, 2011)

Tableau 3.1 Production annuelle d'uranium dans le monde (t U) (inspiré de : WNA, 2014a)

Année :	1999	2000	2001	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Quantité (t U)	31 065	34 734	36 366	40 219	41 595	39 429	41 279	43 764	50 684	53 663	53 494	58 344

3.8 Exploitation d'uranium au Canada

En 2012, le Canada a produit 8 999 t U (18 612 t U₃O₈) sur un total mondial de 58 344 t U (68 805 t U₃O₈) (WNA, 2014). La quantité produite pour l'année 2013 est établie à 6 890 t U selon Ressources Naturelles Canada (Ressources naturelles Canada, 2013a), ce qui signifie une légère décroissance par rapport à l'année 2012. Actuellement, trois mines sont en opération au Canada en Saskatchewan, soit celle de *McArthur River*, de *Rabbit Lake* (WNA, 2014a) et de Cigar Lake qui a commencé la production en mars 2014 (Jébrak, 2014) avec un potentiel de 8 200 t/an U₃O₈ (7 000 t U/an) sur quatre ans et de 150 000 t U₃O₈ sur un cycle de vie estimé à 30 ans (WNA, 2014a). La production des mines uranifères localisées dans le nord de cette province fournit 25 % de la demande mondiale pour ce minerai (CCSN, 2013b). L'historique de production annuelle en t U par gisement est présenté dans le tableau 3.2 tandis que la quantité produite par type de gisement au Canada est exposée dans le tableau 3.3.

Tableau 3.2 Production annuelle d'uranium au Canada (t U) (Tiré de : WNA, 2014a)

Année / Gisement	1999	2000	2001	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
McArthur River	-	3 739	6 640	7 200	7 200	7 200	7 199	6 383	7 339	7 656	7 686	7 520
Key Lake	3 731	402	299	-	-	-	-	-	-	-	-	-
McClellan Lake	560	2 308	2 539	2 310	2 112	690	734	1 249	1 388	666	-	-
Rabbit Lake	2 693	2 790	1 755	2 087	2 316	1 972	1 544	1 368	1 447	1 464	1 459	1 479
Cluff Lake	1 234	1 443	1 269	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	8 214	10 682	12 501	11 597	11 628	9 863	9 477	9 000	10 173	9 786	9 145	8 999

Tableau 3.3 Historique de production d'uranium au Canada par type de gisement (t U) (Tiré de : OECD, 2012, p. 179)

Type de gisement	Totale jusqu'à la fin de l'année 2007	2008	2009	2010	Totale jusqu'à la fin de l'année 2010	2011 (prévues)
Discordances	238 574	9 000	10 174	9 775	267 523	8 600
Conglomérats quartz	144 182				144 182	
Filoniens	26 630				266 630	
Metasomatite (volcanique)	8 284				8 284	
Total	417 670	9 000	10 174	9 775	267 523	8 600

3.9 Potentiel d'exploitation d'uranium au Québec

Au Québec, une cinquantaine de projets miniers appartenant à 27 compagnies sont au stade de l'exploration. Sept d'entre eux sont au stade avancé et trois sont au stade d'étude de pré faisabilité. DIVEX (Diversification de l'exploration minérale au Québec) a réalisé pour le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) un inventaire complet en se basant principalement sur les données des rapports 43-101 que les compagnies publiques doivent déposer à la bourse de Toronto pour se financer (Jébrak, 2014). L'inventaire comprend également les ressources primaires comme les gisements dans lesquels l'uranium est en coproduit ou dans des résidus miniers (Jébrak et autres, 2013).

L'estimation des ressources d'uranium identifiée au Québec s'élève à un grand total de 315 000 t U. Cependant, une bonne partie de cette quantité n'est pas facilement exploitable en raison des faibles teneurs dans plusieurs gisements. Seulement 16 113 t U seraient situées dans des gisements dont la teneur moyenne permet une exploitation économiquement avantageuse (Jébrak et autres, 2013). Les secteurs les plus prometteurs pour l'exploitation de l'uranium au Québec sont le bassin des monts Otish, la Baie-James et la zone sud de la baie d'Ungava et des Torngats. Le secteur des monts Otish englobe plusieurs gisements intéressants associés à des discordances. Plusieurs compagnies telles que Cameco, Areva, Ressources Strateco, Exploration Dios et Majescor ont d'ailleurs initialisé des projets d'exploration dont certains sont au stade avancé (Lacoste et autres, 2009).

Le contexte géologique de la zone noyau des orogènes du Nouveau-Québec et des Torngats dans la province géologique de Churchill est propice à la minéralisation uranifère puisqu'elle contient une variété de minerais tels que des composés de gneiss tonalitiques, de granitoïdes, d'intrusions mafiques, de veines et de dykes de composition pegmatite granitique. Ces dernières associées aux pegmatites constituent les plus prometteuses. En effet, les teneurs rapportées par quelques compagnies comme Exploration Azimut et Areva vont jusqu'à 3,3 % d'U₃O₈ et 8,13 % dans le meilleur cas sur le projet Cage (Lacoste et autres, 2009). La Baie James présente aussi un fort

potentiel de gisements d'uranium associés à des discordances, des filons, des conglomérats uranifères dans le secteur *Apple* et plus à l'est, un gisement de pegmatites granitiques aurait des teneurs en uranium intéressantes selon Midland Exploration et Quest Uranium. Sur la Côte-Nord dans la province géologique de Grenville, la plupart des gisements d'uranium sont associés à des pegmatites granitiques et le reste à des composés cuivre-or-oxydes de fer. Les teneurs en uranium analysées dans ces dépôts sont très faibles tandis que le tonnage est fort. Dans la région de Sept-Îles Nord, le gisement du lac Kachiwiss, opéré par la compagnie Terra Ventures est reconnu pour ses concentrations de 18,3 Mt à 0,015 % U_3O_8 (Lacoste et autres, 2009).

Afin de situer les ressources d'uranium au Québec, la carte de l'annexe 1 illustre les types de gisement avec leur tonnage sur le territoire québécois séparé par secteur géologique, tandis que la carte de l'annexe 2 présente les gîtes d'uranium en exploration au Québec.

3.10 Techniques d'exploration des gisements d'uranium

L'exploration des gisements d'uranium est un processus qui peut s'étendre sur une dizaine d'années et vise à confirmer l'exploitabilité d'un gisement uranifère. Les activités consistent d'abord à réaliser des études géologiques, interpréter des photos aériennes et des images satellites. Puis, des analyses géochimiques de roches et de sédiments sont effectuées dans le sol par des techniques géophysiques comme des mesures radiométriques, des sondages de reconnaissances, des levés géophysiques, etc. (Areva, s. d.a). Tant que les roches ne se déplacent pas et que les opérations ne sont pas exécutées dans un plan d'eau, les impacts environnementaux potentiels sont considérés comme minimes par la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) (CCSN, 2013b).

3.11 Techniques d'exploitation des mines d'uranium

Le choix de la méthode d'extraction de l'uranium se fait selon le type de gisement. Lorsque le minerai se retrouve près de la surface, c'est-à-dire à moins de 150 mètres de profondeur, la mine peut être opérée à ciel ouvert. Ainsi, une couche de terre et de roches doit être retirée afin d'avoir accès aux minerais d'uranium, ce qui peut générer un grand volume de stériles miniers à gérer. Afin de faciliter cette opération, des explosifs sont souvent utilisés pour briser les roches qui doivent être ensuite déplacées par de la machinerie lourde (Larimer County, 2008).

Lorsque le minerai est ancré à plus de 150 mètres de profondeur dans le sol, la mine d'uranium doit être souterraine. Des puits verticaux doivent être creusés en profondeur et des tunnels horizontaux doivent être installés autour du gisement afin d'y avoir accès. Pour exploiter un tel gisement, le dépôt doit avoir une teneur en uranium assez élevée, comme la mine *McArthur River* ou *Cigar Lake* en Saskatchewan (Tradetech, 2011). Dans une mine souterraine, deux méthodes sont utilisées afin d'extraire le minerai. Dans le cas de la mine *McArthur River*, les minerais sont d'abord broyés en

sable fin, dilués dans l'eau et pompés à la surface. Cette opération de concassage crée une quantité importante de particules en suspension (Hinck, 2010). Les minerais peuvent aussi être transportés directement à l'usine de traitement (Winfield et autres, 2006). Les mines souterraines génèrent moins de stériles miniers, ce qui réduit les impacts environnementaux (Senes, 2008).

La technique d'exploitation *in situ* consiste à injecter une solution acide ou légèrement alcaline dans les gisements uranifères, ce qui implique le forage de plusieurs puits dans les aquifères. Ces solutions sont capables de dissoudre le minerai d'uranium via l'échange d'ions ou l'extraction par solvant (USEPA, 2006). Le type de solutions utilisées dépend du type de minéralisation du gisement d'uranium. L'acide sulfurique, l'acide nitrique, le bicarbonate d'ammoniac, le bicarbonate de sodium ou le dioxyde de carbone sont des exemples de solutions utilisées (Mudd, 1998). Il est par la suite possible de pomper l'uranium solubilisé à l'extérieur du gisement sans déplacer les roches (Kauppila, 2011). La technique d'exploitation *in situ* est surtout utilisée pour les mines d'uranium et de cuivre. Les gisements doivent correspondre à des critères spécifiques afin de pouvoir être exploités par cette technique. Par exemple, la minéralisation du gisement doit être poreuse et perméable comme dans le cas des grès confinés dans un aquifère en argile imperméable ou des sables d'anciens lits de rivière. Les gisements doivent également avoir une faible teneur en uranium (Mudd, 1998). En 2011, 45 % des mines d'uranium dans le monde étaient opérées avec la technique *in situ*. La plupart des mines aux États-Unis et au Kazakhstan utilisent cette technique qui est reconnue comme étant la plus environnementale (WNA, 2014b).

L'uranium peut également être extrait en coproduit comme métal secondaire dans certaines mines. Dans ce cas, la méthode d'extraction du produit principal est généralement appliquée (Tradetech, 2011). À la suite de l'extraction par une ou l'autre de ces techniques, le minerai d'uranium est alors transporté vers des usines de traitement afin de purifier et concentrer l'uranium et d'obtenir le *Yellow cake* (Areva, s. d.b).

4 CONTEXTE LÉGAL ET SOCIAL ASSOCIÉ AUX PROJETS MINIERS D'URANIUM

L'industrie minière au Québec est bien encadrée par les lois et règlements provinciaux et fédéraux. Les compagnies doivent passer au travers plusieurs étapes qui peuvent s'échelonner sur une période de 6 à 10 ans avant de pouvoir opérer une mine. En vertu de l'article 92a de la *Loi constitutionnelle de 1982*, «la législature de chaque province a compétence exclusive pour légiférer dans la prospection des ressources naturelles non renouvelables de la province». Puis, selon l'article 91, les matières radioactives comme l'uranium sont de compétence fédérale en raison du pouvoir résiduaire qui lui revient. Ainsi, l'exploration et l'exploitation uranifère sont soumises à plusieurs lois et règlements de l'ordre provincial et fédéral qui permettent de contrôler ces activités.

4.1 Exploration sous la juridiction québécoise

Au Québec, des lois et règlements permettent d'encadrer les activités minières tout en protégeant l'environnement et en favorisant le développement de cette industrie. La *Loi sur les mines* concerne les droits de recherche lors de l'exploration ainsi que les droits d'usage nécessaires pour entreprendre l'exploitation des projets miniers. Aussi, selon l'article 17, la loi «vise à favoriser la prospection, la recherche, l'exploration et l'exploitation des substances minérales et des réservoirs souterrains et ce, en tenant compte des autres possibilités d'utilisation du territoire».

D'autres lois interfèrent aussi dans la législation, comme la *Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)*, la *Loi sur les forêts* et la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*. De plus, le *Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure* et le *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État* sont des exemples de règlements qui peuvent s'appliquer au cours des phases des projets miniers uranifères.

L'exploration comporte globalement quatre étapes dans lesquelles des permis sont requis. Le prospecteur doit d'abord démontrer la «reconnaissance régionale» d'un gisement potentiel en examinant les territoires de la région convoitée. Par exemple, l'observation visuelle sur des photographies aériennes permet de déceler des indices de gisements d'uranium. Ensuite, il réalise de la prospection au sol par des études et investigations scientifiques afin de connaître la nature géologique du sol. Par la suite, il doit vérifier et identifier les anomalies du sous-sol pour enfin confirmer la découverte d'un gisement d'uranium prometteur (Ministère des Ressources naturelles (MRN), 2010).

Les sections qui suivent présentent un aperçu des modalités qui s'appliquent lorsqu'une personne souhaite démarrer un projet d'exploration minière. Évidemment, diverses conditions et exceptions s'appliquent et des renseignements doivent être fournis à chaque étape. Cependant, seulement les détails pertinents à ce présent essai sont présentés.

4.1.1 Permis de prospection

Selon la *Loi sur les mines* (art. 19-39), toute personne physique qui a pour intention de jalonner et prospecter un terrain dans le but de demander un claim, doit d'abord demander un permis de prospection minière au coût de 34 \$. Ce permis est d'une validité de cinq ans et renouvelable pour la même période si les droits sont acquittés et les conditions sont respectées.

4.1.2 Claim

En vertu de la *Loi sur les mines* (art. 40-83.15), le prospecteur doit demander un claim qui s'obtient par jalonnement ou désignation sur carte. Ce titre d'exploration est valide pour une période de deux ans et renouvelable pour deux années additionnelles si les conditions sont respectées. Le claim donne le droit exclusif au titulaire de rechercher des substances minérales, à l'exception du pétrole, du gaz naturel, de la saumure et de certains sables, sur une superficie de territoire délimité.

Durant la validité du claim et en vue de son renouvellement, le Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) exige des rapports sur la nature des travaux exécutés sur le terrain dont des levés géologiques, géophysiques ou géochimiques, des trous de sondage, des études technico-économiques de préfaisabilité ou de faisabilité, des travaux de réaménagement et de restauration le tout accompagné de la déclaration de travaux et des cartes de localisation. De plus, la plupart de ces travaux doivent être exécutés par des spécialistes ou sous leur supervision dans le seul but de prouver le potentiel exploitable du gisement (MRN, 2005 et *Loi sur les mines*).

Enfin, le MERN a le pouvoir de suspendre l'émission d'un claim si, par exemple, le public désire transformer le territoire en zone protégée. Il peut aussi suspendre la période de validité s'il y a contestation, si le titulaire ne peut exécuter les travaux ou si une demande de bail minier vise le terrain. Le MERN peut également révoquer le claim en cas de fraude ou d'erreurs (MRN, 2005 et *Loi sur les mines*)

4.1.3 Permis d'exploration et travaux assujettis

En vertu de la *Loi sur les mines* (art. 84-99), le prospecteur peut demander un permis d'exploration minière qui englobe un ou plusieurs claims. Un claim peut aussi être demandé pour une seule partie du territoire dont ce permis fait l'objet. Tout comme le claim, le permis d'exploration donne le droit exclusif de rechercher des substances minérales sur une zone spécifique. Celui-ci est valide sur une période de 5 ans et renouvelable une seule fois pour la même période s'il respecte les conditions des règlements en vigueur. De plus, avant le 1^{er} avril de chaque année, le détenteur de ce permis doit envoyer au MERN le programme des travaux qu'il prévoit effectuer sur le terrain, soumettre un rapport sur l'état d'avancement des travaux et justifier les retards d'exécution.

Par ailleurs, le MRN permet des travaux d'exploration minière dans des réserves de l'État telles que Rivière Témiscamie et Sainte-Marguerite Norebec-Manitou selon certaines conditions. Par exemple, le prospecteur doit effectuer une étude environnementale d'avant-projet selon le type de travaux et les réserves visées. De plus, si la quantité d'uranium s'avère non rentable pour l'exploitation, les recherches doivent être abandonnées (MRN, 2013b).

Normalement, les travaux d'exploration se restreignent aux échantillonnages du sol par des levés géophysiques, des tranchés et des forages pour prélever des carottes (Jébrak et autres, 2013). Selon la CCSN, «ces méthodes de prospection d'uranium présentent un risque négligeable, voire nul, d'accroître l'exposition aux rayonnements, y compris ceux émis par le radon» (CCSN, 2013b). Ainsi, le gouvernement fédéral ne s'implique pas à ce stade embryonnaire des projets de mine d'uranium. Cependant, advenant des activités d'exploration plus poussées, comme l'aménagement de rampes d'exploration dans des zones minéralisées, un permis de la CCSN est nécessaire (CCSN, 2013a). Un certificat d'autorisation du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) en vertu de la LQE est pour sa part requis si du creusage, des excavations et du décapage sont effectués sur un site. Les travaux doivent également respecter la *Directive 019 sur l'industrie minière* du MDDELCC (MRN, 2013a). De plus, les carottes de forage doivent être emballées pour le transport selon les normes du *Règlement de transport des matières radioactives* élaboré par l'IAEA.

4.2 Exploitation sous la juridiction québécoise

Juste avant la phase de l'exploitation vient l'étape de la «mise en valeur» qui consiste à identifier les ressources. Ainsi, cette étape comprend des travaux de développement, l'évaluation finale, l'étude de faisabilité et la décision finale du MERN. Puis, à la phase de l'exploitation, les ressources identifiées pour le projet uranifère sont approuvées par le MERN et le prospecteur peut débiter le développement et l'exploitation minière (MRN, 2010). Un seul permis est requis, mais le processus comporte plusieurs exigences.

4.2.1 Bail minier ou concession minière

En vertu de la *Loi sur les mines* (art. 100-126), le bail minier et le bail minier d'exploitation de substances minérales de surface sont les deux titres d'exploitation au Québec. Le bail minier ou la concession minière s'applique à l'uranium et est accordé lorsque le prospecteur démontre des concentrations de minerais jugées suffisantes pour une exploitation rentable dans la zone explorée. Afin d'y avoir droit, le requérant doit déjà avoir soit un claim, un permis d'exploitation ou une concession minière. Au Québec, aucun bail minier ne peut être donné sans le dépôt d'une étude d'impact. Le MERN octroi le bail minier lorsqu'un décret est accordé par le Conseil des ministres à la suite de l'évaluation de l'étude d'impact soumis par l'initiateur du projet de mine d'uranium via la

procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et la recommandation par le MDDELCC concernant l'autorisation du projet. De plus, avant de commencer l'exploitation, un plan de restauration avec garantie financière doit être approuvé par le MERN et le MDDELCC et répondre aux normes du *Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure*.

Le bail a une durée de vingt ans et il peut être renouvelé pour une période de dix ans, et ce, à trois reprises si les demandes sont conformes à la *Loi sur les mines* et à ses règlements. Le requérant doit entreprendre des travaux dans les quatre premières années à moins de donner une raison acceptable. Aussi, la superficie du territoire dont le bail fait l'objet ne doit pas dépasser 100 hectares, mais le prospecteur peut tout de même soumettre une demande au MERN dans le cas d'un excédent selon les circonstances (MRN, 2005; *Loi sur les mines*).

En plus d'autres renseignements plus formels, le requérant doit fournir un plan d'arpentage du terrain exécuté par un professionnel en respectant les instructions du MERN et les normes du *Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure*. Il doit également procurer un rapport certifié par un ingénieur ou un géologue qui démontre la capacité de production possible du gisement. Puis, afin de renouveler le bail, le prospecteur doit entre autres pourvoir un rapport démontrant que le terrain en question a été exploité pendant au moins deux ans dans les dix dernières années du bail. À des fins de statistiques, des rapports sur les activités minières doivent être remis au MERN à trois reprises dans l'année (MRN, 2005; *Loi sur les mines*).

Enfin, si le prospecteur souhaite couper du bois sur le terrain, celui-ci doit seulement servir pour construire des installations nécessaires aux activités minières du site. Cependant, avant d'entreprendre cette coupe, le promoteur doit obtenir un permis d'intervention en milieu forestier d'une validité de douze mois dont le cadre légal est contenu dans la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, le *Règlement sur les redevances forestières* et la *Loi sur les mines* (MRN, 2005).

4.3 Exploitation sous la juridiction canadienne

Selon la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*, «La Commission canadienne de sûreté nucléaire a pour mission de réglementer le développement, la production et l'utilisation de l'énergie nucléaire ainsi que la production, la possession et l'utilisation des substances nucléaires». Dans cette fonction, la CCSN vise aussi à protéger l'environnement, la santé et sécurité des citoyens et à respecter les engagements internationaux du Canada «à l'égard de l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire» (CCSN, 2012a).

La CCSN détient le pouvoir d'annuler les projets de mine et elle surveille les activités durant leur exploitation et leur fermeture en effectuant fréquemment des inspections rigoureuses afin de constater les non-conformités et d'y remédier (MRN, 2010).

En vertu du *Règlement sur les mines et les usines de concentration d'uranium*, un processus d'autorisation de quatre étapes principales doit être suivi pour les compagnies qui souhaitent démarrer l'exploitation d'une mine d'uranium, soit la présentation d'une demande de permis, l'évaluation environnementale, l'évaluation technique du processus d'autorisation et la décision de la CCSN. Ce processus s'applique à chacune des phases du cycle de vie d'une mine. Cependant, l'évaluation environnementale, en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCEE), sera réalisée seulement si elle est jugée nécessaire par la CCSN (CCSN, 2013c).

Selon ce même règlement, plusieurs permis sont exigés dans toutes les étapes d'exploitation du projet. D'abord, un permis de préparation de l'emplacement et de construction, puis un permis d'exploitation, de déclassement et d'abandon de la mine sont exigés. Dans chaque demande, une panoplie de renseignements est exigée et un délai d'au plus 60 jours est requis pour vérifier la conformité des demandes. Puis, si les renseignements sont jugés suffisants, la CCSN envoie un avis dans les cinq jours au demandeur afin de lui indiquer si sa demande sera étudiée. À partir de la date de l'avis, la CCSN rend sa décision dans les 24 mois qui suivent. Ce délai peut être allongé si, par exemple, des évaluations environnementales sont requises. Une fois obtenus, les permis d'exploitation uranifère sont valides pour une période de cinq à huit ans et leur renouvellement doit être approuvé par la CCSN.

D'autre part, lors de la phase de «mise en valeur» qui précède l'exploitation, le prospecteur doit obtenir un permis d'activité nucléaire de la CCSN, puisque des ressources radioactives sont prélevées pour l'analyse des concentrations uranifères. Ce permis expire après une période de deux à cinq ans (MRN, 2010).

4.4 Fermeture de la mine

Au niveau provincial, lors de la fermeture de la mine, l'exploitant doit exécuter la restauration conforme à son plan accompagné de la garantie financière remis lors de la demande du bail minier, sans quoi, le MERN fera les travaux à ses frais. Puis, le MERN consulte le MDDELCC pour approuver les travaux de restauration et s'assurer qu'aucun risque de drainage minier acide ne survienne selon les dispositions de la LQE. De plus, des plans techniques et des registres sur les sondages à l'arrêt et à la fin de l'exploitation doivent aussi être remis au MERN (MRN, 2005).

Tout comme le gouvernement provincial, la CCSN exige des preuves de financement suffisant et un plan avant de débiter l'exploitation d'une mine d'uranium afin de réaliser la restauration

complète du site à sa fermeture et de nettoyer pendant l'exploitation de la mine (CCSN, 2013b). La surveillance à long terme du gisement uranifère à la suite de la remise du permis de déclassement est aussi exigée afin d'obtenir le permis d'abandon qui met fin aux responsabilités de l'exploitant (CCSN, 2012a). De plus, selon le *Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure*, la garantie financière doit être valide jusqu'à l'émission du certificat de libération qui libère l'exploitant de ses responsabilités envers le site minier.

4.5 Contrôles environnementaux québécois

Selon le *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement*, en vertu de la LQE, l'ouverture et l'exploitation d'une mine d'uranium au Québec méridional sont «assujetties à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement par le MDDELCC et doit faire l'objet d'un certificat d'autorisation délivré par le gouvernement en vertu de l'article 31.5 de la LQE» (art. 2). De plus, le BAPE doit organiser une consultation publique si le ministre décide de rendre publique l'étude d'impact (art. 10.1).

Pour les projets miniers en milieu nordique, l'évaluation du dossier sur l'étude d'impacts environnementaux et sociaux à réaliser est remise soit au Comité d'évaluation, soit à la Commission de la qualité de l'environnement Kativik selon la localisation. Puis, l'étude d'impacts est réalisée par l'initiateur du projet selon les directives et le *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement et le milieu social* dans le territoire de la Baie James et du Nord québécois (MDDEP, 2002a).

Afin d'aider les compagnies minières, la *Directive 019 sur l'industrie minière* du MDDELCC est conçue pour l'analyse des projets miniers exigeant la délivrance d'un certificat d'autorisation en vertu de la LQE et les projets assujettis à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement pour les projets situés sur le territoire de la Convention de la Baie James et du Nord québécois. Les travaux de mise en valeur, d'extraction minière et les autres activités liées à l'exploitation minière sont visés par cette directive.

D'autre part, en vue de répondre aux dispositions de la LQE, l'exploitant d'une mine d'uranium doit réaliser un programme de surveillance et de suivi environnemental pour toutes les étapes du cycle de vie incluant la fermeture et le suivi post restauration jusqu'à ce que les rejets dans l'environnement soient nuls (MDDEP, 2012).

4.6 Contrôles environnementaux fédéraux

Les évaluations environnementales en vertu de la LCEE sont réalisées pour les projets assujettis aux lois et normes relatives à la CCSN comme l'exploitation des mines uranifères afin d'atténuer les risques potentiels d'impacts environnementaux. Afin de limiter les doublons d'information

et rendre les procédures plus efficaces, des ententes de collaboration en matière d'évaluations environnementales avec certaines provinces dont le Québec, sont établies. En plus, des inspections ont lieu régulièrement sur les sites en collaboration avec les ministères des provinces concernées et de d'autres ministères fédéraux comme Environnement Canada et Pêches et Océans. Ainsi, le rôle de la CCSN est de vérifier si les installations sont conformes. De plus, les incidents comme des déversements de matière nucléaire sur le site doivent être rapportés immédiatement à la CCSN (CCSN, 2013a).

Des audiences publiques sont aussi organisées afin de permettre aux différentes parties prenantes d'émettre leurs commentaires et de s'opposer aux demandes de permis des projets d'exploitation de mines. Dans les communautés nordiques, les habitants sont impliqués dans les dossiers de projets miniers (CCSN, 2012a).

D'autres lois et règlements fédéraux, soit le *Règlement sur les mines et les usines de concentration d'uranium*, la *Loi sur les pêches*, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux*, la *Loi sur les espèces en péril*, la *Loi sur la protection des eaux navigables* ainsi que la *Loi sur les ressources en eau du Canada* viennent encadrer les projets uranifères afin de protéger l'environnement. Par ailleurs, le *Règlement sur les substances nucléaires et les appareils à rayonnement* peut aussi s'appliquer afin de s'assurer que les méthodes de manipulation des substances nucléaires soient conformes pour éviter les accidents. Des demandes de permis sont requises pour l'emballage et le transport des minerais. Également, des normes comme le *Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux* d'Environnement Canada et *Practices in Environmental Management of Uranium Mining* de l'AIEA sont aussi des outils qui peuvent aider les compagnies minières à protéger l'environnement.

4.7 Positions des parties prenantes

Les avis sont partagés entre les parties prenantes pour l'exploration et l'exploitation de gisements d'uranium. Le gouvernement fédéral ne craint pas les impacts environnementaux à la suite de nombreuses études scientifiques réalisées par la CCSN. Cependant, il croit que des mesures de protection de l'environnement, un suivi rigoureux et une surveillance fréquente des activités minières sont des aspects essentiels à implanter tout au long du processus (CCSN, 2013a).

Quant au gouvernement québécois, il est du même avis que le gouvernement fédéral, mais il mentionne quelques réticences par rapport à l'exploitation de mine d'uranium. Cette réticence est certes influencée par la position de certaines parties prenantes. Par exemple, des inquiétudes liées à l'uranium persistent chez certaines communautés en raison du passé peu reluisant de l'industrie des armes nucléaires, des impacts causés par les rejets accidentels et des déchets radioactifs (Strateco, s. d.). De plus, certaines personnes craignent que l'exploitation de gisement à

trop faible teneur n'en vaille pas la peine économiquement pour risquer la destruction des écosystèmes et l'émission d'une grande quantité de GES sur le site (Amabili-Rivet, 2013).

Pour sa part, l'industrie minière tente de se défendre avec des arguments économiques, sociaux et environnementaux pour sensibiliser la population et la convaincre des avantages procurés par des projets d'exploitation de l'uranium. Par exemple, la compagnie Strateco Ressources affirme que les technologies ont évolué, elles sont maintenant sécuritaires et efficaces (Strateco, s. d.). De plus, les sites web d'autres grandes compagnies comme Areva et Cameco présentent diverses informations sur leurs activités et la protection de l'environnement.

Selon l'article 35 de la *Loi constitutionnelle de 1982*, «Les droits existants — ancestraux ou issus de traités — des peuples autochtones du Canada sont reconnus et confirmés». De ce fait, en vertu de la LQE (art. 153), lors d'études d'impacts environnementaux, le MDDELCC doit consulter les communautés autochtones concernées si leurs droits sont touchés par un projet uranifère. Il est préférable que celles-ci soient impliquées tout au long du processus d'évaluation. Advenant qu'un peuple autochtone présente des objections contre des activités minières qui portent atteinte à leurs droits ancestraux, les compagnies peuvent difficilement poursuivre leur développement. Par exemple, le Conseil Cri de la santé et des services sociaux de la Baie James craint que l'exploration perturbe les écosystèmes et le mode de vie traditionnel des autochtones de la communauté crie qui implique la pêche et la chasse (Trépanier, 2010). Ainsi, les compagnies minières préfèrent interagir directement avec les communautés autochtones afin de parvenir à des ententes sur les répercussions et les avantages. Ces ententes peuvent inclure plusieurs compensations comme des mesures de protection environnementales et sociales afin d'atténuer les répercussions du développement (Dansereau, 2012).

Afin de rassurer les parties prenantes, le ministre de l'environnement Yves-François Blanchet a annoncé au printemps 2013 que le BAPE sera chargé d'exécuter une étude sur les impacts sociaux et environnementaux reliés à l'exploration et l'exploitation des mines d'uranium qui devrait débuter en mai 2014. De plus, cet essai a pour objectif principal de répertorier les mesures de mitigation qui doivent être prises afin de s'assurer que les impacts environnementaux reliés à l'exploration et à l'exploitation de mines d'uranium soient minimales.

Ainsi, ces informations sont non seulement nécessaires à l'avancement de la recherche et du développement technologiques, mais elles servent aussi à sensibiliser les parties intéressées devant l'importance de protéger les écosystèmes durant toutes les phases des projets miniers d'uranium.

5 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX RÉPERTORIÉS

Le remaniement du sol causé par les activités d'exploration et d'exploitation d'un gisement d'uranium engendre une redistribution des radionucléides, métaux et métalloïdes vers d'autres compartiments de la biosphère. Ce déséquilibre géologique affecte les écosystèmes aquatiques et terrestres en raison des multiples interactions chimiques et biologiques qui favorisent la mobilité de l'uranium et de ses descendants dans l'environnement (Winfield et autres, 2006). Outre les concentrations plus élevées de radionucléides, les mines uranifères génèrent des impacts similaires aux autres mines (WNA, 2011). Il est donc important de se préoccuper davantage des effets causés par les radionucléides relâchés dans l'environnement. Les impacts environnementaux répertoriés ci-après concernent particulièrement les mines à ciel ouvert en raison de leurs plus larges éventails d'impacts, mais aussi les mines souterraines et l'extraction *in situ*.

5.1 Effets associés aux radiations émises par les gisements uranifères

La dose, l'exposition et l'origine des rayonnements ionisants émis par les radionucléides déterminent le degré de radiotoxicité pour les organismes. De plus, la dose de radiations absorbée par un organisme dépend du type de rayonnement émis, de la distance entre la source de radiation et l'organisme ainsi que de la taille et la forme de celui-ci (*United States Department of Energy* (USDOE), 2002). L'exposition externe aux rayonnements gamma représente un risque pour les organismes, tout comme l'exposition interne, soit celle à la suite de l'ingestion de radionucléides, aux rayonnements alpha et bêta (Senes, 2008).

Il n'existe pas suffisamment de données indiquant que l'exposition aux rayonnements ionisants provenant de rejets miniers uranifères contenus dans l'environnement puisse être nocive pour les écosystèmes. Il existe encore trop d'incertitudes pour identifier les impacts directement reliés. Des données répertoriées dans la littérature, peu d'effets ont été observés sur les organismes terrestres par l'addition des radiations provenant des résidus miniers (Linsley, s.d.). Cependant, l'augmentation de la concentration des radionucléides rejetés dans l'environnement pourrait engendrer des effets nocifs (Environnement Canada, 2013a).

Plusieurs valeurs de protection de la faune et de la flore ont été déterminées par diverses études. Environnement Canada recommande une limite maximale avec effet observé de 110 $\mu\text{Gy/h}$ pour les plantes terrestres et la reproduction des petits mammifères (Environnement Canada, 2013a). Une autre étude a déterminé une incrémentation maximale de 10 $\mu\text{Gy/h}$ par rapport à la teneur de fond de milieux naturels afin d'assurer la protection des organismes terrestres et aquatiques, et ce, à partir d'une méthode d'extrapolation statistique utilisant la base de données FREDERICA qui contient plus de 26 000 données sur la sensibilité des espèces aux radiations (Garnier-Laplace et autres, 2006). Enfin, selon les travaux du *National Council on Radiation Protection* (NCRP) (NCRP,

1991), de l'IAEA (IAEA, 1992), d'UNSCEAR (1996), de l'USDOE (USDOE, 2002) ainsi que de l'*UK Environment Agency* (Coppelstone et autres, 2001), la dose de radiation absorbée par les animaux aquatiques et les plantes terrestres ne devrait pas excéder 400 µGy/heure et 40 µGy/heure chez les animaux terrestres. Ces débits de dose représentent le niveau sans effet indésirable sur l'ensemble de populations d'organismes aquatiques et terrestres. Ils ont été déterminés en se basant sur certains critères, notamment la capacité de reproduction et le développement chez les populations exposées aux doses de radiations. La sensibilité à la radiation émise par des radionucléides varie toutefois en fonction du type d'organisme et du stade de développement. Par exemple, les microorganismes, le lichen et les algues sont moins sensibles que les mammifères et les embryons sont plus sensibles que les adultes (Linsley, s.d.).

5.2 Risques de contamination des écosystèmes par les drainages miniers acides

Les impacts les plus importants d'une mine sont reliés à la génération de drainage minier acide, un effluent potentiellement toxique pour les écosystèmes aquatiques (Thuro, 2011). Les risques de drainage minier acide sont probables dans la zone d'entreposage des stériles et résidus miniers, dans la fosse des mines à ciel ouvert et sur le chantier des mines souterraines (Environnement Canada, 2013b).

Le drainage minier acide est causé par l'oxydation de minéraux sulfurés notamment les pyrites (FeS_2) et les chalcopyrites présents dans les stériles et résidus miniers et les minerais entreposés (Lottermoser, 2010). D'ailleurs, il est possible de déterminer si les conditions d'un site sont propices au drainage minier acide en mesurant le taux de minéraux sulfurés dans le sol (*Canadian Environmental Assessment Agency* (CEAA), 1996). Ces réactions d'oxydation se réalisent sous l'effet de l'exposition à l'atmosphère ou à l'eau oxygénée et sont parfois catalysées par l'action de microorganismes acidophiles qui se développent dans les stériles ou résidus miniers. De plus, le processus d'oxydation accélère en fonction de l'augmentation de la température de l'eau (Campos et autres, 2011; Lottermoser, 2010). Les minéraux oxydés se mélangent avec l'eau pour se transformer en acide sulfurique (Frost, 1998). Cette solution à faible pH favorise alors la dissolution et la mobilisation des métaux et métalloïdes. Le contenu du drainage minier acide dépend de la formation du gisement d'uranium. En conséquence, l'uranium et ses descendants ainsi que le sélénium, l'arsenic, le vanadium, le nickel, le cuivre, le molybdène et l'aluminium sont couramment retrouvés dans la solution acide (Lottermoser, 2010). Le processus d'oxydation se reproduit et se poursuit aussi longtemps que l'oxygène, les composés sulfurés et l'acidité subsistent dans le milieu (Drever, 1982). Ce lixiviat peut acidifier et contaminer l'eau souterraine et de surface. Dépendamment des conditions du milieu et des actions pour y remédier, le drainage minier acide peut persister sur une centaine d'années (Ressources naturelles Canada, 2013b).

Malgré les installations que possèdent les mines modernes pour traiter le drainage minier acide, des conséquences environnementales peuvent être observées dans le milieu naturel (Environnement Canada, 2013b). En effet, le traitement du drainage acide minier par la chaux génère une grande quantité de boue qui renferme divers métaux incluant les radionucléides. Cette boue peut être entreposée et parfois recyclée ou envoyée à une fonderie. Cependant, des risques que ces boues deviennent chimiquement instables et que des fuites potentielles surviennent dans l'environnement demeurent probables (Environnement Canada, 2013b).

5.3 Potentiel de contamination associé aux déchets miniers

Les stériles miniers représentent la couche de matières à retirer pour atteindre les minerais d'uranium. Ils sont composés de roches et de sols qui n'ont peu ou pas de valeur commerciale pour la majeure partie. Dans une mine à ciel ouvert, plus de 40 tonnes de stériles miniers sont rejetées pour produire une tonne de minerai d'uranium. Dans une mine souterraine, une tonne de minerai uranifère génère moins d'une tonne de stériles miniers car seulement des tunnels étroits doivent être creusés (Frost, 1998). S'ils ne sont pas gérés adéquatement, les stériles miniers peuvent produire des effets nocifs sur les écosystèmes aquatiques en raison, entre autres, de leur potentiel à générer un drainage minier acide tel qu'expliqué au point 5.2 (Environnement Canada, 2013b).

Les résidus miniers sont composés de roches moulues ou broyées générées par les activités de traitement qui consistent à séparer l'uranium du minerai. Les résidus miniers peuvent être présents sur les sites miniers s'ils sont entreposés sur place. Leurs impacts environnementaux sont semblables à ceux associés aux stériles miniers, mais peuvent être plus intenses car ils peuvent contenir une plus forte concentration de métaux et radionucléides (CCSN, 2010).

Les caractéristiques physicochimiques des stériles miniers varient d'un gisement à l'autre, donc il est important de mesurer le potentiel de contamination. D'autres facteurs renforcent le potentiel de contamination comme les épisodes de sécheresse qui exposent les stériles à l'oxygène, les effets de l'érosion causés par les pluies intensives, les inondations, les infiltrations d'eau souterraine entre les stériles empilés et les couches géologiques (CEAA, 1996). De plus, le Th-230 et le Ra-226 sont des éléments de la chaîne de désintégration de l'U-238 à ne pas négliger dans la caractérisation du sol puisqu'ils résisteront longtemps dans les stériles miniers avec des demi-vies respectives de $7,7 \times 10^4$ ans et 1 622 ans (Committee on uranium mining in Virginia, 2011). Plusieurs autres métaux et métalloïdes qui sont retrouvés dans les stériles miniers doivent également être considérés dans l'évaluation des impacts environnementaux car certains d'entre eux s'avèrent toxiques pour les organismes aquatiques et terrestres. À titre d'exemple, le sélénium pénètre et s'accumule dans les tissus biologiques des poissons (USEPA, 2004), le cuivre affecte les plantes terrestres et le biote aquatique par sa toxicité élevée (Maag et autres, 2000), tandis que l'aluminium

s'accumule dans les plantes et peut causer, à teneurs élevées, des effets néfastes sur la santé des animaux aquatiques et terrestres (Lenntech, 2011).

Selon les directives de la CCSN (2008), au Canada, les stériles générés par les mines à ciel ouvert sont séparés en trois catégories selon leur contenu. Ainsi, les «déchets propres» sont composés principalement de matières organiques et sont considérés faiblement nocifs pour l'environnement. Ceux-ci peuvent être réutilisés comme matériel de remblai ou de construction. Les «déchets spéciaux» sont situés plus près des sols minéralisés et sont potentiellement plus problématiques pour l'environnement en raison de leur capacité potentielle à générer de l'acidité. Les concentrations d' U_3O_8 des «déchets spéciaux» sont généralement supérieures à 300 ppm qui est l'équivalent de 0,025 % d'U. Ceux-ci doivent être séparés et confinés selon les techniques expliquées au chapitre 6. Enfin, les stériles sont reconnus comme «minerai» lorsque leur concentration d'uranium est supérieure à 0,085 % d'U. Ceux-ci doivent alors être acheminés dans une usine de transformation du minerai (CCSN, 2008).

Les stériles miniers prennent beaucoup d'espace sur une mine à ciel ouvert et requièrent une gestion du transport, du ruissellement, de la lixiviation et des émissions de poussière (Environnement Canada, 2013b). Étant donné leur volume élevé, ils doivent être régulièrement transportés à un endroit spécifique sur le site, qui consiste généralement en une plate forme hors sol. Cette manutention et ce déplacement augmentent le nombre de zones susceptibles d'être contaminées par les stériles miniers (Senes, 2008).

5.4 Risques de contamination du milieu aquatique

Une évaluation scientifique écologique effectuée par Environnement Canada confirme que les rejets de radionucléides découlant des mines uranifères génèrent des effets sur les espèces autres que l'humain. Les rejets de radionucléides font donc partie de la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (LSIP2) en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). Les effluents contenant l'uranium et ses descendants sont considérés comme «toxiques» pour l'environnement au sens de l'article 64 de la LCPE. L'évaluation démontre également que les effluents provenant de mines d'uranium plus anciennes génèrent des effets nocifs pour les organismes à proximité tandis que les effluents de mines plus récentes ne démontrent pas d'effets significatifs puisque ces dernières possèdent des infrastructures et des technologies plus modernes et plus efficaces (Environnement Canada, 2013a).

Divers radionucléides, métaux, métalloïdes, et des quantités importantes d'ammonium qui proviennent de l'utilisation de nitrate d'ammonium et de mazout peuvent se retrouver sur les sites miniers uranifères, que ce soit par ruissellement ou par lixiviation (OECD, 1999). Le risque de contamination du milieu aquatique dépend du niveau d'eau en circulation sur le site minier, qui

dépend à son tour des précipitations, de la capacité d'absorption du sol, de la capacité du site minier à emmagasiner l'eau et de la quantité d'eau générée par les activités minières. La distance entre le site minier et les plans d'eau influence également les probabilités de contamination du milieu aquatique. La proximité augmente cette probabilité, tandis que l'éloignement la diminue (Committee on uranium mining in Virginia, 2011). De plus, selon le type de traitement des eaux usées du site minier, des résidus peuvent être générés et rejetés dans les cours d'eau via l'effluent. Une défaillance dans les installations de traitements pourrait également avoir des répercussions majeures sur l'environnement (Environnement Canada, 2013b).

Des modifications de la faune aquatique ont été observées près de certaines mines d'uranium existantes. Selon un rapport réalisé par Sierra Club, des concentrations élevées d'uranium, de molybdène, de sélénium et d'arsenic ont été rapportées dans certains étangs, dont *Horseshoe*, situé à proximité du gisement de *Rabbit Lake* en Saskatchewan et opéré par la compagnie Cameco depuis 1992. Le milieu aquatique contenait 160 ug/L d'uranium, ce qui est bien au-dessus de la concentration maximale recommandée par le CCME de 15 ug/L pour protéger la faune aquatique (CCME, 2011). Ce même rapport indique que la faune ichtyenne a complètement disparu de l'étang *Four Bear Pond* puisqu'aucune espèce n'y a été pêchée en 2011 (Sierra Club Canada, 2013).

Comme la toxicité des effluents rejetés par les mines uranifères n'est que partiellement attribuable à l'uranium (CCME, 2011), des analyses ont démontré des accumulations en certains métaux et métalloïdes dans les organes de poissons provenant de lacs adjacents aux gisements d'uranium situés au nord de la Saskatchewan. À titre d'exemple, les concentrations de molybdène étaient de 6 à 38 fois plus élevées dans les tissus hépatiques et rénaux du meunier noir provenant du lac *Fox Lake* comparativement à ceux provenant du lac témoin. Dans les mêmes organes, les concentrations de sélénium et de nickel étaient respectivement de 12 à 32 fois et de 2 à 5 fois plus élevées que dans le lac témoin. Les concentrations d'arsenic dans les tissus hépatiques de poissons étaient quant à elles 15 fois plus élevées que la limite de détection de 0,04 g/g (Klaverkamp et autres, 2002). De plus, des concentrations élevées en sélénium ont été observées dans les brochets et les meuniers noirs du *Island Lake*, localisé près de la mine *Cluff Lake* en Saskatchewan. Celles-ci étaient respectivement de 27,45 µg/g et de 16,82 µg/g en 1999, ce qui était au-delà des seuils de protection du milieu aquatique 6-12 µg/g recommandés par une étude de l'auteur A. Denis Lemly (1998). Ces impacts ont néanmoins été considérés comme non significatifs par la CCSN en raison de leur étendue restreinte et limitée aux espèces autour du lac et de leur réversibilité sur les 50 à 100 premières années de réhabilitation (CCSN, 2003).

5.5 Impacts d'activités minières sur la qualité des eaux souterraines et de surface

La composition des eaux d'aquifères varie en fonction de paramètres géochimiques et hydrogéologiques, notamment la minéralogie du gisement, le débit et la circulation de l'eau. Le

forage et le dynamitage risquent de perturber ces paramètres et ainsi influencer la composition des eaux d'aquifères (Cameron, 1980; Rose et Wright, 1980). Lors du forage à travers les couches qui séparent les eaux d'aquifères voisines, celles-ci peuvent être mélangées. Ces connexions artificielles contaminent les différentes sources d'eaux souterraines dont les compositions divergent (Landon et autres, 2008). Les puits ainsi créés génèrent des milieux propices aux réactions géochimiques, à la croissance microbienne, à l'oxydation des minéraux sulfurés et à l'acidification de l'eau. Ce changement géochimique et microbiologique de l'eau engendre la dissolution et la mobilisation de l'uranium, de ses descendants et des autres métaux et métalloïdes présents (Gotkowitz et autres, 2004). Outre les risques de sa propre contamination, l'eau souterraine qui émerge des puits peut contaminer les eaux de surface. L'excavation de tranchées dans le sol risque également d'acidifier le milieu et d'entraîner la lixiviation des métaux en exposant les minéraux sulfurés à l'oxygène (Environnement Canada, 2013b).

Lors de l'aménagement d'une mine à ciel ouvert, l'eau souterraine envahit les fosses minières. Ainsi, le dénoyage doit être effectué afin de procéder aux opérations minières. Ce processus consiste à évacuer l'eau d'infiltration de la fosse afin de maintenir la mine au sec (MDDEP, 2012). La composition minéralogique de l'eau souterraine reflète celle des roches du gisement, ce qui signifie des concentrations élevées en radionucléides pour celle des mines d'uranium. Cette eau contenue dans les fosses risque également d'être contaminée par les stériles miniers et les résidus entreposés sur le site (CCSN, 2003). Ainsi, tout comme les eaux de ruissellement, l'eau de dénoyage doit être traitée pour éviter la contamination des eaux de surface (CCSN, 2012b). Les résidus de précipitation de l'eau traitée doivent être disposés dans des installations conçues à cet effet à la fin des opérations car ils peuvent constituer une source de contamination de nombreux éléments comme l'uranium, le Ra-226, le Th-230, le Pb-210, le molybdène, le nickel et l'arsenic (Committee on uranium mining in Virginia, 2011). À titre d'exemple, les concentrations d'uranium et de Ra-226 dans l'eau de dénoyage de la mine *Key Lake* en Saskatchewan opérée par la compagnie Cameco se situaient respectivement entre 110,6 et 314 µg/L et entre 0,10 et 0,19 Bq/L, de 1998 à 2001 (Bape, s.d.).

5.6 Impacts associés à l'augmentation des sédiments dans les plans d'eau

La mise en place d'une mine d'uranium peut accroître considérablement la quantité de solides en suspension dans les milieux aquatiques et cette conséquence concerne particulièrement les mines à ciel ouvert, si les eaux ne sont pas collectées et traitées avant leur rejet dans un milieu aquatique. Les solides peuvent ainsi être transportés par le ruissellement anormalement élevé des sites miniers vers les milieux aquatiques situés à proximité, et ce phénomène est accentué par les précipitations (Bonta et autres, 1997; Negley and Eshleman, 2006). Cette augmentation de sédiments dans l'eau

peut être multipliée par un facteur qui se situe entre 46 et 1 310 par rapport à l'état naturel primaire (Bonta, 2000).

Le surplus de sédiments peut générer des impacts importants dans les écosystèmes aquatiques. Ceux-ci peuvent nuire aux plantes en bloquant les sources de lumière essentielles à leur croissance et peuvent causer des dommages aux organismes aquatiques en obstruant leurs branchies (Batiuk et autres, 2000; Environnement Canada, 2013b). Il est également possible que les sédiments contaminés soient ingérés par les organismes (Jaglal, 2011).

5.7 Risques de contamination des eaux reliée à la technique d'extraction *in situ*

Les rejets de radionucléides et autres contaminants sont considérablement réduits par l'utilisation de la technique d'extraction *in situ* qui a été décrite au point 3.11. En effet, les opérations se font dans un endroit clos, les minerais ne sont pas remués et peu de déchets miniers sont générés. Il est même possible de réduire tous déchets miniers à un niveau près de zéro (Senes, 2008). Cependant, un déversement de la solution lixivante contenant des radionucléides, des métaux et métalloïdes comme l'uranium, le thorium, le radium, le vanadium, le sélénium, l'arsenic et la pyrite pourrait causer une contamination sévère de l'eau souterraine (Kauppila, 2011). Ce déversement peut être occasionné par une défaillance mécanique de la pompe du système, une augmentation de la pression dans le système, etc. Une mauvaise combinaison chimique entre les minéraux et la solution utilisée peut, pour sa part, conduire à l'obstruction des tuyaux par la précipitation de minéraux (Mudd, 1998). L'entreposage de la solution constitue un risque d'évaporation ou de fuite dans l'environnement (Senes, 2008). De plus, le comportement hydrogéologique imprédictible peut causer la migration de contaminants dans un canal inconnu et éloigné du site (Mudd, 1998).

5.8 Impacts d'activités minières sur la qualité des sols et des écosystèmes terrestres

Le remaniement du sol par les activités minières perturbe les propriétés biologiques et physicochimiques ainsi que la structure du sol. Par exemple, les machineries lourdes contribuent au compactage des sols. Ceci accentue le ruissellement et réduit la capacité du sol à absorber l'eau. Un sol plus compact et plus imperméable ne pourra procurer le niveau d'humidité propice à la croissance des plantes et engendrera la perte de microorganismes, de matières organiques et de semences naturelles (Phelps et Holland, 1987).

L'excavation des sols et la construction des infrastructures et des routes d'accès peuvent laisser des empreintes écologiques considérables sur les écosystèmes établis sur un terrain délimité par un bail minier. Ces perturbations défavorisent les écosystèmes terrestres et contribuent à accentuer l'érosion et le ruissellement (Bonta et autres, 1997; Environnement Canada, 2013b). Le déboisement détruit aussi des habitats d'espèces animales qui risquent de consommer de la nourriture contaminée (Environnement Canada, 2013b). La superficie terrestre perturbée des mines

à ciel ouvert est d'autant plus vaste que celle des autres types de mine et les zones naturelles situées à l'extérieur du site minier sont également susceptibles d'être affectées (Winfield et autres, 2006).

D'autre part, des particules minérales relâchées par certaines activités minières, notamment les levées géophysiques lors de l'exploration et le transport de matières radioactives sur le site minier ou sur la route, peuvent être aéroportées dans l'air ou transportées via le ruissellement et l'infiltration souterraine vers les écosystèmes terrestres voisins et les animaux terrestres. Ces particules peuvent nuire aux plantes et même compromettre leur croissance dans certains cas (Environnement Canada, 2013b; IAEA, 2010).

Le tableau 5.1 présente des exemples de concentrations d'uranium mesurées dans les tissus d'organismes terrestres vivant dans le *Island Lake* en Saskatchewan, localisé près du projet minier *Cluff Lake*, échantillonnés avant le projet (bruit de fond), ainsi qu'en 2000 et en 2009 lors du post-déclassement. La bioaccumulation chez le caribou semble faible comparativement à celle des autres espèces.

Tableau 5.1 Concentrations d'uranium dans les organismes terrestres de *Island Lake* près du projet minier *Cluff Lake* (SK) (Inspiré de : CCSN, 2003)

Organismes	Teneur de fond (mg/L); 95e percentile	Teneur en 2000 (mg/L); 95e percentile	Teneur en 2009 (mg/L); 95e percentile ; Post-Déclassement
Caribou	0,315	0,328	0,297
Rat musqué	0,012	1,138	0,605
Original	0,008	0,188	0,094

Selon une étude réalisée par Sierra Club Canada entre 1992 et 2007, les concentrations d'uranium, de Ra-226 et de Th-230 dans le lichen auraient augmenté respectivement de 0,3-0,7ug/g à 0,95-6,8ug/g, de 4-8 Bq/m³ à 14-140 Bq/m³ et de 0,6 Bq/m³ à 2-8 Bq/m³ dans des milieux terrestres situés au nord de la Saskatchewan près de mines d'uranium opérées par la compagnie Cameco (Sierra Club Canada, 2013). Il est ainsi possible de constater la propagation des radionucléides qui retombent sur les écosystèmes terrestres autour des sites miniers dans les conditions d'exploitation de cette mine.

5.9 Impacts d'activités minières sur la qualité de l'air

Sur un site minier, les machines et les camions de transport produisent des quantités de gaz à effet de serre (GES) considérables. Ils rejettent aussi des composés organiques volatils (COV), du monoxyde de carbone (CO), du monoxyde d'azote (NO), de dioxyde de soufre (SO₂) qui contribuent à l'augmentation de la pollution atmosphérique (Environnement Canada, 2013b). Une

étude a conclu qu'approximativement 12,1 t CO₂ sont émises par unité d'uranium produite lorsque l'électricité est accessible au site minier. Si la mine fonctionne entièrement avec les énergies fossiles, 20,7 t CO₂ sont émises par unité d'uranium produite. Cependant, ces quantités de GES n'incluent pas le kilométrage parcouru par les camions pour transporter les charges de minerais jusqu'à l'usine de traitement (Andseta, 1998). Dans le cas d'un gisement à faible teneur uranifère, les GES générés sont encore plus élevés puisque davantage de minerais doivent être extraits afin de produire la même quantité d'uranium (Winfield et autres, 2006).

La construction des installations minières, les activités d'exploration, notamment les levées géologiques et les opérations d'exploitation comme le forage, le dynamitage, l'entreposage de matières et le transport génèrent des particules en suspension dans l'air et libèrent du radon dans l'atmosphère (Environnement Canada, 2013b; Senes, 2008). Une attention particulière doit être portée aux opérations de concassage qui dégagent beaucoup de poussière minérale contenant des radionucléides. Les radionucléides plus mobiles, comme le radon, se dispersent rapidement sur un rayon de quelques kilomètres de la mine, pour se déposer dans les milieux terrestres et aquatiques avoisinants (Environnement Canada, 2013a). Sa courte demi-vie de 3,8 jours fait en sorte qu'il se désintègre rapidement en Pb-210 et en Po-210. Précisons que la taille des particules, la météorologie de la région comme la vitesse du vent et les mesures d'atténuation influencent la mobilité des polluants dans l'air (Committee on uranium mining in Virginia, 2011).

5.10 Impacts environnementaux reliés au déclassement et à la fermeture d'une mine

La restauration d'un site minier à sa fermeture ne permet pas le retour instantané à la situation initiale. Une période qui varie de 20 ans à plus de 1000 ans est nécessaire. Ceci s'explique par le fait que le nouveau sol utilisé pour remplir les fosses du site minier ne possède pas les mêmes propriétés que le sol original qui a été retiré et déposé en tant que stériles miniers. En effet, la composition du sol original s'est développée sur une période de 100 ans à plus de 1000 ans selon le cas. D'ailleurs, il n'est pas possible de reprendre les stériles miniers afin de les épandre sur le terrain car les conditions biologiques et physicochimiques de ceux-ci se sont modifiées significativement durant les années d'entreposage (Johnson et autres, 1991; Williamson and Johnson, 1991). Pour cette raison, les stériles sont difficiles à restaurer et l'étendue considérable des mines à ciel ouvert rend la tâche ardue (Environnement Canada, 2013b). De plus, même après plusieurs années qui suivent la restauration du site minier, la perméabilité du sol ne revient pas au niveau primaire et le ruissellement persiste. Les propriétés chimiques et microbiologiques et la capacité d'absorption du nouveau sol pourraient affaiblir la croissance à long terme et la diversité des plantes qui y pousseront (Ritter and Gardner, 1993; Bonta et autres, 1997; McCormick and Eshleman, 2011).

Les mines abandonnées peuvent être la source de contamination des plans d'eau autour du site en raison des inondations jusqu'au niveau de la surface (Adams and Younger, 2001). Également, le débordement des eaux d'exhaure contaminées dans les mines souterraines complexifie la remise en état (Environnement Canada, 2013b). À titre d'exemple, une mine d'uranium opérée en Russie de 1945 à 1975 a contaminé une très large superficie de zone naturelle et les problèmes persistent encore aujourd'hui. Après la cessation des opérations, l'eau souterraine s'est naturellement infiltrée dans les roches. Cependant, l'uranium et ses descendants se sont accumulés et desséchés sur ces roches. Cette accumulation toxique et radioactive contamine encore l'eau de surface et présente un risque écotoxicologique pour les organismes (Karamushka and Ostroborodov, 2009).

Lors de la fermeture d'une mine à ciel ouvert, la minéralisation exposée à l'air continue de relâcher des radionucléides et métaux. Toutefois, les émanations de radon provenant des mines souterraines décroissent car les ouvertures sont bouchées et l'intérieur est généralement inondé (OECD, 1999).

Le rapport d'étude approfondie de la CCSN sur le déclassement de la mine *Cluff Lake* située en Saskatchewan en 2003 ne rapporte aucun impact significatif sur les écosystèmes terrestres et aquatiques et sur la qualité de l'air après 23 ans d'opération minière. Le projet de déclassement visait à atténuer les impacts environnementaux associés aux opérations minières passées et à la mobilité des contaminants vers les plans d'eau. La dégradation de la qualité des eaux souterraines dans les zones minières a été jugée non significative, les activités de construction et les opérations ont engendré des augmentations mineures des niveaux de radon et de poussières dans l'air autour du site, quelques teneurs élevées en radionucléides sur les végétaux ont été rapportées et les concentrations mesurées dans les sédiments indiquaient une faible toxicité. Par contre, les effluents rejetés par les systèmes de traitement d'eau à proximité de *Island lake* pendant les 23 années d'opération ont généré l'accumulation de contaminants comme l'uranium, le Ra-226, le molybdène et le sélénium dans certains organismes aquatiques et terrestres tel qu'exposé dans le tableau 5.2. Des changements au niveau de la composition des communautés zooplanctoniques, benthiques et ichtyennes ont été rapportés. Par exemple, les communautés benthiques de *Island lake* avaient moins de taxons et certaines espèces étaient plus tolérantes aux métaux. Des changements dans les communautés de poissons de ce lac ont également été observés lors des suivis des écosystèmes aquatiques. Les brochets qui dominaient le lac au début des opérations minières ont été remplacés par une population de meuniers noirs.

Le tableau 5.2 présente des exemples de concentrations d'uranium dans les organismes prélevés dans *Island Lake*, localisé près du projet minier *Cluff Lake*. Les concentrations ont été mesurées avant le projet (bruit de fond), en 2000 et en 2009 lors du post-déclassement. La bioaccumulation de l'uranium chez le zooplancton est significativement élevée, même au post-déclassement.

Tableau 5.2 Concentrations d'uranium dans les organismes aquatiques de *Island Lake* près du projet minier *Cluff Lake* (SK) (Inspiré de : CCSN, 2003)

Organismes	Teneur de fond (mg/L); 95e percentile	Teneur en 2000 (mg/L); 95e percentile	Teneur en 2009 (mg/L); 95e percentile ; Post-Déclassement
Zooplancton	0,078	28,727	18,091
Invertébrés benthiques	< 0,001	0,094	0,059
Meunier noir	0,005	1,975	1,244

5.11 Concentrations d'uranium dans l'environnement

Le tableau 5.3 présente les teneurs de fond d'uranium, les concentrations générées par les activités minières et quelques concentrations maximales recommandées pour protéger les milieux naturels. Ainsi, les données du tableau permettent de constater les impacts environnementaux potentiels en calculant les écarts entre les concentrations mesurées autour des mines et les teneurs de fond.

Tableau 5.3 Concentrations d'uranium dans l'environnement

Milieux naturels	Teneurs de fond	Exemples de concentration d'uranium mesurée autour de sites miniers	Concentration maximale recommandée
Atmosphère	0,025 à 0,1 ng/m ³ (NCRP, 1999)	-	-
Sol	Canada: 2 mg/kg (NCRP 1984) Monde: 0,3 -11,7 mg/kg (UNSCEAR 1993)	50 km du gisement de <i>Kelowna</i> (C.B.) : 5-15 mg/kg ; max 390 mg/kg Gisement <i>Bancroft</i> (ON) : <1 à 500 mg/kg, horizon A et <1 à 70 mg/kg, horizon B (Gordon 1992)	-
Eau souterraine	Moins de 1 µg/L (CCME, 2007)	Rayon de 18 km ² du gisement <i>Blizzard</i> (C.B.) : 0,65 - 85 µgU/L, moyenne de 18,79 µgU/L Rayon de 22 000 km ² du gisement <i>South March</i> (ON) : <0,2 à 73 µg/L, moyenne de 1,4 µg/L (Gordon 1992)	-
Eau douce	Lacs au Canada : moyenne de 0,05 µgU/L avec une valeur max de 1350 µgU/L en Saskatchewan Rivières au Canada: en moyenne 0,06 et 0,09 µgU/L au Québec avec une valeur max de 1350 µgU/L au Yukon (CCME, 2011) 0,01-10 µg/L en moyenne (Garnier-Laplace, 2011)	-	Pour protéger la vie aquatique: 15 µgU/L pour une exposition à long terme et de 33 µgU/L pour une exposition à court terme (CCME, 2011)

Tableau 5.3 Concentrations d'uranium dans l'environnement (suite)

Milieux naturels	Teneurs de fond	Exemples de concentration d'uranium mesurée autour de sites miniers	Concentration maximale recommandée
Eau de mer	3,3 µg/L (Garnier-Laplace, 2011) Océans atlantique et pacifique: 3,1 µg/L (Chen et autres, 1986)	-	-
Eau de surface	Lac (Nord SK) : 0,35 µg/L <i>Elliot Lake</i> (ON) : 0,28 µg/L (Environment Canada and Health Canada 2003, cité de CCME, 2011) Région Pacifique : 0,10-2,1 µg/L Région western : 0,097-2,14 µg/L Région central : 0,28- 0,65 µg/L Région Atlantic : 0,25-0,73 µg/L (CCREM, 1987, cité de CCME, 2011)	<i>Rabbit Lake</i> (SK), mines actives: 0,52–1061 µg/L (plans d'eau autour) <i>Key Lake</i> (SK), mines actives : 2–38 µg/L (plans d'eau autour) <i>McClean Lake</i> (SK), mines actives : 0,11–2,23 µg/L (plans d'eau autour) <i>McArthur River</i> (SK), mines actives:1,36–4,16 µg/L (plans d'eau autour) <i>Beaverlodge</i> (SK), déclassement : 59–649 µg/L (plans d'eau autour) <i>Cluff lake</i> (SK), mine fermée : 1-248 µg/L (plans d'eau autour) (Environment Canada and Health Canada 2003, cité de CCME, 2011)	-
Sédiments	Lacs et cours d'eau à travers le Canada (QC inclus) : Moyenne de 2,8 mg/kg et 21,2 mg/kg (Painter et autres, 1994)	Rayon de 10 km ² du gisement Blizzard (C.B.) : 2,1- 21,6 mg/kg, moyenne de 10,3 mg/kg Rayon de 24 km ² du gisement Midwest, bassin Athabasca (SK) : 0,9 - 13,2 mg U/kg (Gordon, 1992)	Effet faible : 32-104,4 µg/g Effet sévère : 3410-5874 µg/g (Thompson et autres, 2003, cité de de CCSN, 2003)
Biote	Rayon de 600 m ² près d'un affleurement naturel d'uranium dans une zone de végétation près de <i>Baker lake</i> (TNO) : >240 mg/kg. (Thomas et autres, 1992)	Rayon de 13 km ² du gisement Blizzard (C.B.) : végétation aquatique : 0,075 – 2,10 mg/kg, moyenne de 0,44 mg/kg (Gordon, 1992) Végétation autour du gisement <i>South March</i> (ON) : 0,01 -0,18 mg/kg (Gordon, 1992) Végétation autour d'un gisement, bassin Athabasca (SK) : 8-46 mg/kg (Thomas et autres, 1992)	Plantes d'eau douce et invertébrés aquatiques: 0,05 mgU/kg Benthos : 100 mgU/kg Poissons : 0,1 mgU/kg (eau très douce), 2,8 mgU/kg (eau douce) et 23 mgU/kg (eau dure) (Sheppard et autres, 2005)

6 MESURES D'ATTÉNUATION APPLICABLES AUX MINES D'URANIUM EXISTANTES

Dans les années 1970, les mines d'uranium étaient opérées sans mesures de protection environnementales. Plusieurs gisements démontrent la sévérité des conséquences et le niveau de difficulté considérable pour assainir l'environnement lorsque l'exploitation a été réalisée sans considération pour le milieu naturel. À titre d'exemple, une mine d'uranium qui a été opérée en Australie de 1953 à 1971 génère encore des concentrations anormalement élevées de métaux lourds, incluant l'uranium, dans l'eau d'une rivière localisée à proximité du site. Dans les années 1980, les mesures de remédiation appliquées pour limiter la contamination dans le milieu, comme l'excavation des résidus miniers, le recouvrement des stériles par des couches de sol et le traitement de l'eau, étaient généralement mal conçues. Aujourd'hui, les mesures de réhabilitation envisagées pour ce site incluent une meilleure conception des recouvrements de sol et une barrière réactive perméable. Celles-ci sont cependant dispendieuses et complexes, notamment en raison du manque de connaissances sur le panache de migration des contaminants (Mudd et Patterson, 2010).

Les mesures d'atténuation répertoriées dans la littérature sont présentées dans ce chapitre. Elles visent à limiter la majorité des impacts et des risques de contamination reliés aux mines d'uranium, tels que répertoriés au chapitre 5. La mise en application de telles mesures serait essentielle à toutes les phases des projets d'exploitation de gisements d'uranium, sans quoi, les problèmes environnementaux engendrés pourraient devenir difficiles à surmonter.

6.1 Évaluation, gestion et surveillance environnementales

Comme stipulé au chapitre 4, les projets de mines d'uranium au Québec sont assujettis au *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement* en vertu de la LQE. Ils font donc l'objet d'une étude d'impacts obligatoire qui permet d'évaluer les effets de la mine sur l'environnement, d'élaborer des mesures d'atténuation et un programme de surveillance et de gestion des risques relatifs au site à l'étude.

À la demande du MDDELCC, le programme d'évaluation environnementale des compagnies minières doit inclure une caractérisation initiale des milieux naturels environnants. Les teneurs de fond d'éléments chimiques, biologiques, physiques et radioactifs dans les sols, les sédiments, les plans d'eau et l'air doivent être mesurées avant le début du projet (OECD, 2002). La période d'évaluation environnementale doit être suffisamment longue afin d'intégrer les variations temporelles naturelles des différents paramètres analysés. Certaines particularités du milieu récepteur doivent être étudiées, notamment les caractéristiques géochimiques, hydrogéologiques et géographiques (IAEA, 2010). Il est également conseillé d'élaborer un modèle conceptuel et/ou numérique spécifique au site minier simulant la dispersion atmosphérique des radionucléides et des

autres métaux associés (Committee on uranium mining in Virginia, 2011; Lottermoser, 2010). Ces données permettent de prédire les impacts potentiels sur le milieu naturel, de développer un programme de surveillance et d'évaluation des impacts et des mesures de mitigation appropriées tout au long des phases minières.

Dès le début du projet, de la construction jusqu'à la fermeture de la mine d'uranium, le programme de surveillance et d'évaluation des impacts doit enregistrer la prise de mesures régulières des concentrations de radionucléides et des autres contaminants rejetés dans l'eau, le sol, les sédiments et l'air. D'ailleurs, les mousses et lichens constituent de bons indicateurs pour surveiller le taux de contaminants dans l'air car ces organismes sans racine accumulent facilement les radionucléides. Des mesures sur la bioaccumulation des radionucléides chez les organismes aquatiques doivent également être effectuées périodiquement (Noller et Hart, 1993; Ripley et autres, 1996). Le but du processus d'évaluation est de pouvoir comparer les résultats d'analyse aux teneurs de fond, d'identifier les impacts et les problématiques de gestion environnementale et d'améliorer les mesures de mitigation mises en place tout au long du projet minier (IAEA, 2010; OECD, 2002).

En vertu de la LQE, une évaluation doit être effectuée par le MDDELCC dans le but de vérifier l'exactitude des caractérisations et programmes environnementaux et de recommander des modifications pour améliorer les pratiques environnementales de la compagnie qui exploite tout type de gisement, incluant un gisement d'uranium. Ceci permet ainsi de limiter la contamination possible dans le milieu.

Afin d'aider les compagnies minières à améliorer continuellement le système de gestion environnementale de la mine d'uranium, elles peuvent se conformer aux normes de la série ISO 14000. Ces normes ne visent pas la performance des opérations environnementales, mais bien celle du système de gestion. Des outils d'indicateur de performance peuvent donc être ajoutés afin de mesurer la performance par rapport à des objectifs spécifiques (IAEA, 2010). Le système de gestion environnementale du projet minier doit inclure des contrôles administratifs et d'ingénierie afin de réduire les impacts. Par exemple, des programmes de formation du personnel sur la capacité de rapporter les déficiences et sur la manipulation des matières radioactives, d'inspection périodique de l'entreposage des stériles et de maintenance régulière du site peuvent être intégrés dans le système pour renforcer le contrôle. Une révision périodique du système qui a pour but de détecter des faiblesses et d'implanter des mesures correctives doit également être effectuée. De plus, un plan de gestion des risques doit être élaboré afin d'être en mesure d'intervenir rapidement et efficacement en cas d'incident sur le site comme un déversement de matériels radioactifs ou en cas de catastrophes naturelles qui pourraient perturber les systèmes de protection déjà en place. Les installations doivent également être conçues pour minimiser les impacts lors de tremblements

de terre, de tempêtes ou de défaillances d'origine humaine (Committee on uranium mining in Virginia, 2011; WNA, s.d.).

Le transport de matières radioactives sur le site et en dehors de celui-ci peut créer des impacts significatifs sur l'environnement en cas d'accident ou d'utilisation d'équipement inapproprié. La compagnie minière doit être préparée à répondre efficacement aux urgences pour minimiser les impacts sur l'environnement. Celle-ci peut donner le contrat de transport à un spécialiste du transport des matières dangereuses dans le but de diminuer les risques, mais elle doit toujours s'assurer que le transport respecte la réglementation en vigueur (IAEA, 2010).

6.2 Mesures d'atténuation reliées aux déchets miniers

La première étape pour remédier aux impacts du drainage minier acide consiste à réaliser une caractérisation des propriétés géochimiques et radiologiques des stériles miniers pendant la phase de planification pour prévoir une gestion appropriée (IAEA, 2010). Ainsi, les stériles propres peuvent être retournés dans l'environnement et végétalisés tandis que les stériles minéralisés qui contiennent une forte concentration de métaux sulfurés, de radionucléides et de métaux doivent être gérés et disposés dans des aménagements adéquats. Quant aux résidus miniers, ceux-ci font partie des déchets radioactifs qui se retrouvent sur les sites miniers et ils doivent être isolés (CCSN, 2010; OECD, 2002).

Alors qu'il suffit d'une simple feuille de papier pour protéger l'environnement contre les rayonnements alpha, les rayonnements bêta peuvent être arrêtés par l'équivalent d'une pièce de bois contreplaqué, et les rayonnements gamma peuvent être bloqués par du matériel plus dense et épais comme le béton ou des couches de sol ou d'eau dont l'épaisseur varie selon les besoins de protection. Un des aménagements adéquats consiste donc à déposer les stériles et résidus miniers radioactifs dans des barrières de protection contre les trois types de rayonnement, ce qui protégera du même coup contre l'émission de radon dans l'air, l'infiltration d'eau, l'oxydation et la dispersion des contaminants dans les milieux naturels (Senes, 2008; Areva Resources, 2009).

Pendant les opérations de la mine, les stériles minéralisés peuvent être déposés sur des revêtements imperméables et si possible, dans une ancienne fosse minière (Senes, 2008). Ils peuvent être recouverts d'une couche de till ou de stériles propres en guise de barrière protectrice. Les stériles minéralisés peuvent également être enterrés entre des couches de sol à faible perméabilité. S'ils sont disposés en surface, un entrepôt peut être construit pour les isoler adéquatement. Les installations devraient également inclure un drain pour collecter le lixiviat des stériles (CCSN, 2014; CCSN, 2010; Lottermoser, 2010).

Lors du déclassement d'une mine d'uranium à ciel ouvert, la fosse peut être remblayée par les stériles miniers lesquels doivent être recouverts avec du till compacté et/ou une couverture composite ouvragée, plus une couverture sèche (CCSN, 2003). Ensuite, la végétalisation du couvert doit être effectuée avec des arbres et des plantes endémiques. Il est donc important que le sol de recouvrement puisse favoriser la croissance des végétaux et minimiser l'érosion (OECD, 2002; CCSN, 2003). La structure de recouvrement des stériles miniers entreposés en surface risque de craquer en raison du climat de gel-dégel et de s'affaiblir par la présence des systèmes racinaires des plantes qui y poussent (Gavrilescu, 2009). Il faut donc s'assurer que la structure soit bien conçue et de surveiller celle-ci régulièrement (USEPA, 2006).

La fosse peut également être noyée, car l'eau constitue une barrière de protection. Cette eau doit cependant être surveillée pour répondre aux critères de qualité de l'eau et ne pas nuire à la faune et à la flore environnante (CCSN, 2003; Lottermoser, 2010). Il est recommandé d'installer un drain périphérique pour recueillir l'eau d'infiltration et un système de traitement des eaux de la fosse (Lottermoser, 2010). La submersion des stériles et résidus miniers consolidés et chimiquement stabilisés dans un plan d'eau constitue une solution comportant des risques environnementaux. En effet, l'utilisation de plan d'eau pourrait entraîner la contamination de l'eau, la perte d'habitats et du biote aquatique si les installations de confinement se dégradent. Il est donc important de s'assurer que cette option soit la plus appropriée sur le plan environnemental et socioéconomique (CCSN, 2010).

Les résidus miniers peuvent être entreposés sous forme de boues dans des installations de gestion des résidus (IGR) qui se situent dans des fosses de mines à ciel ouvert ou dans des puits épuisés. Les IGR sont munies de barrières de protection conçues artificiellement, afin d'empêcher l'infiltration d'eau et d'oxygène. Pour éviter la contamination des eaux souterraines, le liquide résiduel peut être recueilli et traité pour répondre aux normes (CCSN, 2010). La figure 6.1 illustre à quoi peuvent ressembler les IGR.

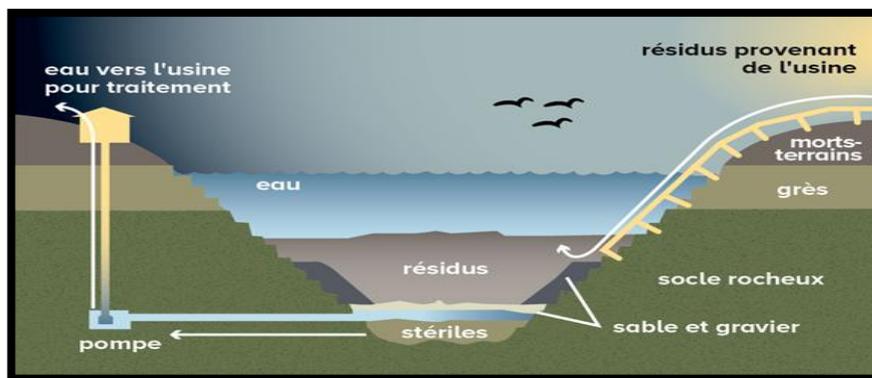


Figure 6.1 Installation de gestion des résidus (tirée de : CCSN, 2014)

Un confinement hydraulique des résidus miniers doit être maintenu afin d'empêcher la migration des contaminants pendant l'exploitation. Une membrane périphérique perméable artificielle ou naturelle selon le type de roche peut être installée à titre de confinement passif. Le confinement doit être conçu à long terme après le déclassé de manière à empêcher l'eau et l'oxygène de s'infiltrer dans les résidus (Bureau de gestion des déchets radioactifs de faible activité, 2012). Des techniques spécifiques peuvent compacter les résidus miniers qui sont déposés dans la fosse. De cette manière, l'eau souterraine ne sera pas contaminée car elle circulera autour des résidus compactés (Cameco, 2008; Senes, 2008). Cependant, un volume de résidus trop grand peut devenir problématique dans le processus de confinement par manque d'espace dans la fosse (Senes, 2008).

Le stockage des déchets radioactifs en couche géologique profonde dans le sol est considéré comme une solution de gestion à long terme à l'international, mais demeure controversée selon les parties prenantes. Les résidus miniers déposés en profondeur seraient davantage protégés contre les facteurs naturels de dégradation de la structure de confinement comme l'érosion et ils requerraient moins d'entretien et de contrôle (IRSN, s.d.).

Les techniques du recouvrement et de confinement des stériles et résidus miniers ne font que confiner l'uranium, ses descendants et les autres contaminants dans une zone dite « protégée ». Elles ne permettent cependant pas de diminuer la toxicité chimique et radiologique des stériles minéralisés (USEPA, 2006). Afin de minimiser la quantité de contaminants à gérer sur le site, plusieurs organismes recommandent que les mines d'uranium réduisent au maximum le volume de stériles et résidus générés (CCSN, 2014; CCSN, 2010; Lottermoser, 2010).

6.3 Contrôle de la poussière radioactive

Des mesures doivent être prises afin de contrôler les poussières radioactives et les émissions de radon générées par les activités de construction, de forage, de dynamitage, de concassage et de transport des minerais. Du radon provenant des résidus, des stériles miniers et des fosses peut également être libéré dans l'air. Ces sources d'émission concernent particulièrement les mines à ciel ouvert. Afin de limiter une contamination atmosphérique, des systèmes de suppression de poussière peuvent être installés, un agent mouillant peut être vaporisé et un système de collection de la poussière mis en place. Les équipements miniers peuvent également être lavés avant qu'ils puissent quitter le site pour éviter de propager les poussières radioactives. Par ailleurs, une attention particulière doit être portée aux opérations de concassage qui dégagent beaucoup de poussières minérales uranifères. Celles-ci devraient être exécutées dans un endroit clos de manière à limiter la propagation des particules (Senes, 2008; Committee on uranium mining in Virginia, 2011). Les mines souterraines peuvent se munir d'un système de contrôle de la pollution atmosphérique, car celles-ci peuvent ventiler du radon et des poussières dans l'air extérieur (Martin

Marietta Laboratories, 1987; Lottermoser, 2010). Enfin, les deux types de mine peuvent installer un dispositif de surveillance de la radioactivité de l'air, notamment sur les sites qui contiennent des résidus et stériles miniers entreposés (IRSN, 2009).

6.4 Mesures d'atténuation des impacts selon les modes d'exploitation

Comme discuté au point 5.8, la technique d'exploitation *in situ* comporte des risques de contamination de l'eau souterraine en raison de la solution lixiviante en circulation qui contient des quantités importantes de radionucléides. Avant de débiter les opérations, il est important de caractériser la composition des eaux en mesurant les concentrations de cations, d'anions, de métaux et de radionucléides, le pH, l'alcalinité et les solides dissous, car ces paramètres guideront les objectifs à atteindre lors de la restauration. Le choix de la solution injectée est important car certaines peuvent atténuer les impacts environnementaux (OECD, 2002). Les solutions alcalines comme le bicarbonate en solution ou l'oxygène dissous sont moins nocives pour l'environnement que celles qui sont acides (OECD, 1999; Jébrak, 2014). Le USEPA (2007) recommande de limiter le volume de solution lixiviante injectée afin de ne pas surcharger les aquifères et de ne pas provoquer une redistribution des eaux souterraines (USEPA, 2007). La restauration de l'eau souterraine contaminée peut s'avérer un processus fastidieux (Wise Uranium Project, 2010). En effet, les traitements peuvent impliquer le pompage de l'eau à la surface ou l'injection de fluide dans des puits qui vise l'élimination des déchets liquides générés à la suite de l'exploitation *in situ*. Ce traitement requiert des puits conçus pour empêcher la fracturation du sous-sol, sans quoi les contaminants pourraient migrer ailleurs. À la fermeture de la mine d'uranium utilisant la technique *in situ*, les puits doivent être bouchés et le site doit être végétalisé (Senes, 2008).

Le système de traitement des eaux de la mine souterraine *Cigar Lake*, opérée par Cameco, est conçu de manière à retourner l'eau minière dans le système jusqu'à ce que celle-ci réponde aux normes de qualité. De plus, ce système possède une capacité de traitement de 550 m³/heure, ce qui dépasse la moyenne de 135 m³/heure. Deux larges bassins de rétention ont été intégrés au système afin d'emmagasiner les excès d'eau contaminée. Ceux-ci sont également conçus pour continuer de recevoir l'eau contaminée pendant l'hiver, malgré la glace qui s'y forme. Ainsi, le système de gestion des eaux conçu par Cameco permet d'assurer le traitement de toutes les décharges d'eau supplémentaires comme des inondations ou de fortes précipitations qui sont parfois imprévues. Cameco a également jugé que la meilleure mesure de mitigation possible en cas d'inondation de la mine consistait à augmenter la capacité de dénoyage de la mine (Cameco, 2012).

En cours d'opération d'une mine, la CCSN recommande que la circulation de l'eau souterraine soit réduite par isolation hydraulique et réduction de la perméabilité pour empêcher la pénétration d'air (CCSN, 2003). Afin de minimiser la migration des contaminants, des barrières réactives peuvent

être installées. Il est également important de ne pas mélanger l'eau contaminée et l'eau propre (USEPA, 2006).

Lors du déclassement, une mine d'uranium souterraine peut être noyée s'il n'y a pas de connexion entre la mine et les plans d'eau naturels. Le noyage vise à empêcher l'oxygène de s'infiltrer dans la mine. Il est important de vérifier si l'eau de remplissage doit être neutralisée ou décontaminée pour répondre aux normes de qualité de l'eau (CCSN, 2003). Les trous et les fissures retrouvés à la surface du sol doivent être scellés pour éviter la contamination et les débordements lors des précipitations. Dans le cas des mines à ciel ouvert, les fissures doivent être scellées avec de l'argile pour minimiser l'infiltration d'eau dans les strates sous-jacentes et les trous de forage doivent être remblayés pour diminuer le ruissellement. Dans les deux types de mine, des couches de calcaire peuvent être insérées dans le sol afin de contrôler le pH et des copeaux de bois peuvent être ajoutés pour favoriser le développement de conditions anoxiques (USEPA, 2006).

6.5 Traitements des eaux minières et des sols contaminés

Le traitement des eaux contaminées par une mine d'uranium est primordial pour empêcher la migration de divers contaminants dans les plans d'eau et dans les sols. L'eau de dénoyage des fosses minières, l'eau de ruissellement et l'eau d'infiltration doivent donc être collectées et traitées avant d'être rejetées dans l'environnement (CCSN, 2014; CCSN, 2010). Un des éléments importants à intégrer dans le système de gestion de l'eau est de s'assurer que l'eau contaminée soit séparée complètement de l'eau propre. La création d'un fossé autour des zones contaminées, l'installation de puits de dénoyage autour du site minier, l'isolation des bassins versants et l'établissement d'une zone de contrôle de l'eau sur le site sont des moyens utilisés pour minimiser la contamination de l'eau de surface et souterraine (IAEA, 2010). Des tests de qualité doivent être effectués afin de vérifier si les concentrations de contaminants respectent les critères de protection des milieux aquatiques et terrestres. Même si le système de traitement de l'eau semble efficace, l'OECD (2002) recommande d'inspecter régulièrement les milieux récepteurs et de prévoir l'équipement nécessaire afin de décontaminer les plans d'eau et les sédiments au besoin pendant les opérations jusqu'à la fermeture de la mine.

L'eau sur le site minier est le principal vecteur de contamination dans l'environnement. Par son passage à travers les piles de résidus et de stériles minières, l'eau transporte de l'uranium, du thorium, du radium, du plomb, etc. Tel que présenté dans le tableau 6.1, d'autres éléments chimiques générés par les activités minières et par les traitements de décontamination de l'eau et du sol peuvent se retrouver dans les eaux d'une mine d'uranium. Le type de contaminants retrouvé dans l'eau minière doit être pris en considération dans le choix du traitement. Ces contaminants peuvent également se retrouver dans les boues résiduelles générées par les systèmes de traitement (OECD, 2002).

Tableau 6.1 Éléments résiduels retrouvés dans les eaux d'exhaure (traduction libre de : OECD, 2002)

Contaminants résiduels	Origines des contaminants résiduels
Bicarbonates et calcium	Résidus produits à la suite du traitement de neutralisation par la chaux.
Sulfates	Résidus provenant de l'oxydation de minerai sulfuré provenant principalement des stériles miniers.
Chlorites et sodium	Résidus découlant du processus d'extraction par solvant et du traitement par échanges d'ions.
Nitrates	Résidus issus de l'utilisation d'explosif pour le dynamitage de la mine.
Nitrites et Ammonium	Résidus de dégradation de polluants organiques.
Manganèse	Élément de provenance naturelle, mais aussi ajouté comme oxydant dans les traitements impliquant des processus de lixiviation.

Au Canada, l'efficacité des systèmes de gestion de l'eau des mines d'uranium semble être en progression. En effet, selon le rapport annuel de la CCSN (2009) sur la gestion des activités reliées à l'uranium, les concentrations moyennes d'uranium dans les eaux d'exhaure des mines situées au Canada, principalement en Saskatchewan, ne dépassent pas l'objectif de contrôle d'optimisation de 0,1 mg/L pour tous les mois de l'année 2009. Ce résultat constitue une nette amélioration par rapport à 2008 puisqu'une réduction moyenne de 36 % a été enregistrée sur les sites miniers. Cette amélioration est due aux systèmes de traitement et de gestion de l'eau plus performants et plus adéquats (CCSN, 2009).

Le choix du type et du niveau de traitement dépend de certains facteurs comme les coûts, le temps requis, la température extérieure, les caractéristiques des milieux récepteurs, la nature des contaminants, la concentration de radionucléides qui peut varier selon la saison, le volume d'eau à traiter et les objectifs de décontamination à atteindre (OECD, 2002; Gavrilesco, 2009). Les techniques d'assainissement de l'eau et des sols se réalisent soit *in situ*, c'est-à-dire sur place à l'intérieur du sol et de l'eau, soit *ex situ*, dans ce cas le matériel contaminé est amené ailleurs pour être traité. Outre le fait que l'assainissement *ex situ* offre l'avantage de contrôler beaucoup plus de paramètres, les processus de traitements sont sensiblement les mêmes pour les deux méthodes (IAEA, 1999). Les traitements effectués peuvent être chimiques, biologiques ou physiques dépendamment des besoins et des contaminants (OECD, 2002). Le principal traitement physique qui consiste à immobiliser les contaminants par le recouvrement des stériles et résidus miniers a été abordé au point 6.2. Dans le sol, les métaux lourds et les radionucléides peuvent être retirés, soit via l'adsorption à la surface de particules minérales, la formation de complexe avec des composés humiques dans des particules organiques ou par précipitation (Brümmer et autres, 1986; Gavrilesco, 2009). Pour assainir l'eau, la plupart des technologies retirent les radionucléides par un processus de précipitation ou de sorption (IAEA, 1999). Divers traitements de l'eau et des sols

applicables aux mines d'uranium sont brièvement expliqués ci-après afin de présenter les traitements possibles.

6.5.1 Traitements chimiques

L'extraction des radionucléides dans le sol par l'ajout d'un composé chimique se fait par des processus chimiques de dégradation/transformation, d'oxydation/réduction, de solubilisation, d'adsorption/désorption ou de volatilisation (sublimation). Ces techniques sont dispendieuses et ne peuvent être appliquées sur une très large surface contaminée *in situ*. Il est difficile de sélectionner le traitement chimique qui pourra cibler l'uranium dans le sol tout en préservant les caractéristiques physicochimiques de ce dernier et tout en évitant la production de résidus potentiellement nocifs pour l'environnement (Lloyd et Lovley, 2005). Ces résidus doivent pouvoir être contenus dans une solution qui peut être retirée du sol (Gavrilescu, 2009).

Les méthodes de décontamination du sol spécifiques aux mines d'uranium peuvent impliquer par exemple l'utilisation de bicarbonate et carbonate de sodium ou d'acide citrique (Gavrilescu, 2009). L'uranium est extrait du sol par l'ajout de bicarbonate et peut ensuite être précipité par des microorganismes réducteurs. La quantité de bicarbonate, la température et le temps de rétention doivent être contrôlés afin d'obtenir une diminution de l'uranium qui peut atteindre 95 % (Phillips et autres, 1995; Kulpa and Hughes, 2001). L'acide citrique serait très efficace pour extraire l'uranium du sol. L'efficacité du traitement accroît avec l'augmentation de la quantité d'acide citrique ajoutée et sous des conditions légèrement acides à alcalines. Le complexe uranium-citrate formé est biodégradable dans le sol et peut être réduit rapidement à pH entre 8 et 9 à la suite du traitement. La biodégradation de ces complexes empêche l'uranium d'être relâché dans le sol (Joshi-Tope and Francis, 1995; Francis et autres, 1993).

Les traitements chimiques sont également applicables pour assainir l'eau. À titre d'exemple, l'eau de ruissellement de la mine *Cigar Lake* est collectée dans des bassins de rétention sécurisés pour le retrait des métaux lourds, radionucléides et autres contaminants. Afin de retirer ces éléments, le traitement de l'eau implique l'addition de produits chimiques comme la chaux, le sulfate de fer, le chlorure de baryum, un flocculant, et le tout est suivi d'une filtration (Senes, 2008). Un bassin de précipitation permet de laisser agir l'eau contaminée avec l'agent chimique qui est conçu pour précipiter les radionucléides (CCSN, 2009).

Le traitement par la chaux vise à neutraliser les effluents acides et mobiliser les radionucléides. Dans le processus, l'uranium est précipité en diuranate de calcium. Le produit épais obtenu à la fin du traitement doit être filtré et les résidus doivent être disposés dans une cellule puisqu'ils contiennent des métaux et radionucléides. Ce type de traitement génère un grand volume de

résidus difficiles à déshydrater (OECD, 2002). De plus, l'ajout excessif de carbonate dans le sol ou dans l'eau pourrait accroître la mobilité de l'uranium (Elless and Lee, 1998).

Le traitement au chlorure ferrique est utilisé pour retirer l'uranium et le radium des effluents et de l'eau souterraine sur les sites miniers. L'addition de ce composé sous des conditions alcalines génère la précipitation de l'hydroxyde ferrique, qui à son tour, entraîne la coprécipitation ou la sorption des contaminants (IAEA, 1999).

Le traitement au chlorure de baryum est efficace pour éliminer le radium par précipitation lorsque l'effluent contient des ions sulfates. L'évaporation des eaux usées dans le bassin génère la précipitation des sels et sédiments qui doivent être retirés sinon le radium sera relâché (Benes et autres, 1983). Toutefois, les produits précipités sont formés de petits cristaux, ce qui rend difficile la filtration. Le radium doit alors être coprécipité avec d'autres composés afin d'augmenter la taille des particules à filtrer (OECD, 2002; IAEA, 1999).

Le traitement impliquant les échanges d'ions résulte en l'introduction de solides organiques ou inorganiques qui peuvent échanger des anions ou des cations afin de retenir des contaminants spécifiques. Cette technologie est dispendieuse et s'applique aux traitements des eaux minières qui requièrent une haute efficacité ou bien la séparation d'un contaminant comme l'uranium. À la fin des cycles de traitement, les ions peuvent être régénérés et l'uranium peut être récupéré (OECD, 2002; IAEA, 1999).

Le traitement par l'adsorption d'ion est similaire à celui par échange d'ions, mais contrairement à ce dernier, le mélange ne peut être régénéré. Dans le processus, une molécule polymère spécifique à la contamination de l'eau par l'uranium est capable d'adsorber ou complexer l'ion uranyle. Le floculant produit peut alors être séparé de l'eau par une technique conventionnelle (OECD, 2002).

L'osmose inverse est un procédé de séparation par filtration d'un liquide à travers une membrane semi-perméable qui permet le transfert de matières entre deux milieux sous l'effet d'un gradient de pression. Dans le but d'assainir l'eau souterraine faiblement contaminée par l'uranium, cette technique peut être employée afin d'éliminer les radionucléides qui peuvent être retenus par cette membrane (CCSN, 2009; Senes, 2008).

Le traitement avec barrières réactives perméables consiste à excaver une tranchée dans le sol et y insérer une barrière constituée de matériel solide réactif et perméable. L'eau contaminée peut être filtrée en passant à travers cette barrière conçue pour capter les radionucléides à long terme selon un processus biologique et chimique (Barton et autres, 2004; Boyd et Hirsch, 2002). Un désavantage de ce traitement est qu'il puisse seulement être applicable dans un aquifère peu profond (Blowes et autres, 2008; Areva, 2009). À titre d'exemple, un drainage acide minier a été

traité par un système passif multi barrières sur une mine d'uranium située en Bulgarie. Ce système, composé de calcaire, d'un milieu anoxique pour une réduction microbienne des sulfates, de biomasse (biosorption), de neutralisant chimique et d'un milieu humide aérobie conçu pour la dégradation microbienne et l'oxydation des concentrations résiduelles, a été très efficace pour décontaminer l'effluent acide pollué de radionucléides, de métaux lourds, d'arsenic et de sulfates. Ainsi, après dix ans de traitement, les concentrations d'uranium de l'eau de la mine en question sont passées de 0,28 – 4,82 mg/L à des concentrations inférieures à 0,10 mg/L après le traitement, ce qui représentait une diminution suffisante pour respecter les normes environnementales. Ce système passif fonctionne aussi lorsque la température de l'eau est proche du point de congélation (Groudev et autres, 2008).

Une barrière perméable réactive a été installée en 2002 afin de décontaminer l'eau souterraine d'une ancienne mine d'uranium située en Hongrie. Le système, qui a fonctionné sur une période de 6 ans, s'est avéré efficace puisque la concentration en uranium dans l'eau est passée de 2-3 mg/l à 0,02 mg/l, ce qui équivaut à une diminution d'un facteur 100 (Csovari et autres, 2008).

6.5.2 Traitements biologiques

Le traitement par biosorption implique l'utilisation de milieux humides pour traiter l'eau et le sol contaminé avec des teneurs élevées en radioéléments et autres métaux lourds. Ces zones humides contiennent de l'argile, des matières organiques, des bactéries et du lichen qui adsorbent ces contaminants par réduction et précipitation (Lloyd et autres, 2004). Il est donc important de sélectionner du matériel biologique qui puisse séquestrer les contaminants. Cette technique est considérée comme écologique car aucun produit chimique n'est utilisé. Elle requiert une faible maintenance et n'est pas dispendieuse (OECD, 2002). Cependant, l'efficacité des milieux humides dépend des conditions physiques et chimiques du site minier et de la spéciation des contaminants (OECD, 2002). De plus, ces systèmes biologiques ont besoin d'être submergés d'eau tout au long de l'année afin d'éviter l'oxydation des éléments qui les composent. Une période d'assèchement suivi de fortes précipitations pourrait engendrer le relâchement des métaux et radionucléides dans l'environnement. Ainsi, un climat qui favorise des variations du niveau d'eau, ce qui peut être le cas au Québec, ne serait pas convenable pour cette technique. À la fin de la période de traitement, le matériel biologique saturé de contaminants doit inévitablement être retiré de l'environnement (Lottermoser, 2010).

Le traitement par bioremédiation implique l'action d'organismes vivants qui aident à décontaminer les sols et l'eau souterraine. Les techniques de bioremédiation sont nombreuses et complexes. Une d'entre elles consiste à injecter des nutriments dans le milieu afin de stimuler la croissance de microorganismes spécifiques qui agissent sur des contaminants. Certains de ces microorganismes, naturellement présents dans le milieu, sont capables de réduire l' U^{+6} à l' U^{+4} dans l'eau. Une autre

technique consiste à ajouter des bactéries qui peuvent précipiter l'ion uranyle dissous dans les aquifères (Lottermoser, 2010). Certains microorganismes agissent comme des puits, car ceux-ci peuvent retirer l'uranium dans l'environnement et l'accumuler à des niveaux élevés dans leurs parois cellulaires. Par exemple, des champignons microscopiques peuvent dégrader l'uranium soluble dans les sols par un mécanisme biologique (Berthelin and Munier-Lamy, 1983). Certains ont même démontré leur habileté à absorber plus de 90 % de l'uranium aqueux par un processus optimisé dans un pH de 5,5 (Khalid et autres, 1993).

Pour sa part, le traitement par phytoremédiation requiert des plantes adaptées aux conditions du milieu qui possèdent la capacité d'accumuler les radionucléides, notamment le tournesol. Cette technique peu dispendieuse est applicable dans l'eau et le sol. Elle peut être très sélective en visant seulement l'uranium, peut être utilisée à long terme et minimise les perturbations du sol. Une caractérisation du milieu à traiter est toutefois nécessaire avant de débiter ce traitement, car son efficacité dépend de facteurs biologiques et physicochimiques. Comme désavantages, la phytoremédiation peut générer une contamination de la chaîne alimentaire puisque les organismes qui se nourrissent des plantes contaminées risquent d'ingérer une grande quantité de radionucléides et de métaux lourds par voie orale (Gavrilescu, 2009). De plus, à la suite du traitement, les plantes doivent être retirées du milieu naturel et disposées dans des installations appropriées (IAEA, 1999).

6.5.3 Traitement électrocinétique

Le traitement électrocinétique est une classe à part puisqu'il ne fait pas partie des traitements biologiques ni chimiques. Il est utilisé pour extraire les métaux des sols et de l'eau souterraine. Ainsi, les radionucléides sont transportés par un courant induit par des électrodes plantées d'un bout à l'autre de la zone contaminée. Ceux-ci peuvent alors migrer vers les électrodes (Pamukcu et autres, 1997). Cette méthode est très prometteuse, car elle est efficace, la direction du courant est contrôlable et fonctionne rapidement dans des sols peu perméables comme l'argile (Kyeong-Hee et autres, 2003). Cependant, l'efficacité dépend de plusieurs facteurs comme la taille des particules, la spéciation et la mobilité des contaminants (Kornilovich et autres, 2005; IAEA, 1999).

6.6 Fermeture de la mine

Le déclassement d'une mine d'uranium comprend la décontamination, la restauration et le démantèlement des installations de manière à minimiser les impacts environnementaux. Le plan de fermeture élaboré par les compagnies d'exploitation de mines d'uranium doit démontrer des mesures appropriées qui permettront une réhabilitation complète du site (Lottermoser, 2010). Selon le U.S. Environmental Protection Agency, celui-ci devrait aussi présenter un programme de surveillance conçu sur une période qui varie principalement selon les concentrations de

radioéléments. Par exemple, 1000 années seraient nécessaires pour les sites qui renferment des résidus miniers d'uranium et 200 années pour ceux qui contiennent seulement des stériles miniers. La fréquence des mesures s'établit selon l'évolution du niveau de radionucléides ou d'autres polluants retrouvés dans les milieux naturels (USEPA, 2006). Le plan de fermeture doit également être flexible pour s'adapter aux modifications de l'environnement, aux changements dans les lois et les structures gouvernementales (OECD, 1999). Le but ultime est de reconstruire les écosystèmes et les habitats naturels autour du site minier de manière à reproduire les milieux naturels tels qu'ils étaient initialement (IAEA, 2010). Afin de maintenir en place les systèmes de gestion environnementale et de réaliser une réhabilitation complète du site, les ressources financières de la compagnie minière doivent être suffisantes en tout temps. Ainsi, la situation financière et l'estimation des coûts engendrés doivent être révisées périodiquement (Committee on uranium mining in Virginia, 2011).

7 ANALYSE ET RECOMMANDATIONS

Advenant que le Québec exploite ses gisements d'uranium afin de tirer profit du marché de ce métal radioactif, il doit avant tout considérer les expériences d'exploitation passées et présentes des mines existantes. En effet, la province bénéficie de plusieurs exemples de pratiques de gestion environnementale, ce qui lui permet d'éviter de reproduire les erreurs des autres et de surpasser les meilleurs.

Même si les projets d'uranium semblent actuellement bien encadrés par la structure juridique canadienne et québécoise, il est important d'évaluer l'efficacité de l'application des lois et règlements et l'adéquation des normes environnementales. Bien que la CCSN s'affiche comme étant une instance qui contrôle efficacement l'exploitation des mines d'uranium, celle-ci laisse aussi transparaître une tendance à pencher en faveur des compagnies minières. En effet, les conclusions de plusieurs rapports d'analyse d'impacts environnementaux de mines d'uranium canadiennes sont peu critiques et plutôt positives, contrairement à celles qui proviennent d'organismes environnementaux comme Sierra Club Canada. Les évaluations environnementales des grandes compagnies minières demeurent également superficielles et assurent que les impacts sont contrôlables et remédiables. Or, le Québec se doit de poser un regard critique sur ces rapports et d'établir ses propres conclusions.

Les sources de contamination provenant des mines d'uranium semblent bien comprises par l'industrie. Les mesures visant à prévenir et limiter la contamination des plans d'eau autour des mines ainsi que les techniques de décontamination des sols et de l'eau se sont donc améliorées au fil du temps. Cependant, les différents types de traitements biologiques et chimiques pour extraire l'uranium et ses descendants comportent certains désavantages au plan environnemental et économique, ils ne sont pas applicables dans toutes les conditions et requièrent des suivis à long terme.

Certains effets environnementaux causés par les rejets d'uranium et ses descendants dans l'environnement demeurent mal documentés. Peu d'information existe sur les effets écotoxicologiques à long terme chez les animaux terrestres et aquatiques qui vivent à proximité d'une mine d'uranium. Chez les plantes terrestres, les études sont un peu plus éloquentes, mais encore là, l'interprétation des résultats est difficile et les effets varient selon l'espèce et la concentration d'uranium dans le sol. Dans les conditions actuelles, il ne serait donc pas possible d'évaluer de façon spécifique les impacts spécifiques chez les différentes espèces qui habitent autour des gisements d'uranium sur le territoire québécois. Certes, des études écotoxicologiques ont été effectuées, mais celles-ci étaient réalisées sur des espèces non représentatives de celles retrouvées au pourtour des mines d'uranium. De plus, l'évaluation de la biodisponibilité et la bioaccumulation de l'uranium et ses descendants dans les organismes autour des mines est un

processus très complexe, car les interactions chimiques et biologiques dépendent de nombreux facteurs qui varient d'un milieu naturel à un autre. Les recherches considèrent toutefois que l'uranium et ses descendants peuvent s'accumuler dans les organismes et qu'à forte dose, peuvent engendrer la mort. Par ailleurs, les connaissances sur le devenir de l'uranium dans le sol et l'eau sont relativement bien développées. Il est donc possible de modéliser le panache de migration des radionucléides dans les milieux terrestres et aquatiques dans un rayon estimé.

L'analyse des impacts environnementaux selon les types de gisement d'uranium existant au Québec n'a pas été possible en raison de l'absence d'information pertinente dans la littérature scientifique. En effet, il aurait été intéressant d'analyser les caractéristiques géologiques, géochimiques et hydrogéologiques spécifiques aux types de gisement retrouvés au Québec afin de pouvoir émettre des hypothèses sur le cheminement possible de l'uranium dans le sol et l'eau, en fonction de la taille des particules du sol, de la structure minérale et la présence de matières organiques, d'eau et de microorganismes, tous des facteurs qui influencent le devenir et la biodisponibilité de l'uranium. Ainsi, les recommandations de cet essai sont proposées en fonction des informations disponibles dans la littérature.

7.1 Recommandations

- Les systèmes de gestion environnementale développés sur les projets miniers peuvent contenir des faiblesses en raison des lacunes dans les connaissances sur les effets des radionucléides à court et à long terme chez les organismes qui vivent autour des mines. De telles lacunes peuvent minimaliser les conclusions des rapports d'évaluation environnementale et donc passer par dessus des impacts significatifs. Ainsi, l'investissement dans les recherches et le développement est crucial au Québec afin de créer un système de connaissances sur les impacts des mines d'uranium et sur les meilleures technologies de protection disponibles.
- Les systèmes de gestion, d'évaluation et de surveillance environnementale des compagnies minières qui exploitent une mine d'uranium devraient être en amélioration continue, être spécifiques aux types de milieux naturels avoisinants et répondre à des standards stricts élaborés par le gouvernement du Québec.
- Bien que la CCSN affirme effectuer un contrôle rigoureux de la conformité des mines d'uranium, le gouvernement du Québec devrait tout de même acquérir une grande expertise sur les impacts environnementaux de telles activités minières afin de s'assurer que les compagnies impliquées protègent efficacement les milieux naturels. Le gouvernement provincial devrait également être en mesure de valider les études d'impacts de mines uranifères, comme le fait la CCSN, et de réaliser des interventions supplémentaires et/ou complémentaires. Il devrait

amener les compagnies minières à innover davantage en resserrant les normes environnementales spécifiques à l'uranium et ses descendants.

- Les impacts générés par l'exploration de gisement d'uranium ne doivent pas être négligés, car celle-ci comprend des activités comme l'excavation et le forage qui peuvent perturber le sol et contaminer les eaux souterraines. Le gouvernement du Québec doit donc s'assurer de surveiller et contrôler rigoureusement les activités d'exploration.
- Des études sur les effets écotoxicologiques à long terme chez les organismes terrestres et aquatiques qui habitent à proximité des gisements d'uranium doivent être entreprises sur le territoire québécois. Celles-ci devraient prendre en compte les facteurs qui influencent la migration et la biodisponibilité de l'uranium et de ses descendants comme les caractéristiques géologiques, biogéochimiques et hydrogéochimiques propres au type de gisement exploité, les conditions climatiques, etc. Les effets à long terme associés à la radiation émise par les radionucléides d'une mine d'uranium sur la faune et la flore constituent également un sujet d'intérêt à inclure dans les études. De plus, les possibilités de contamination de la chaîne alimentaire par certains végétaux devraient faire l'objet d'une étude poussée. Par exemple, la capacité du lichen à accumuler l'uranium et ses descendants présente un risque important pour la santé des caribous qui s'en nourrissent. Les données obtenues à la suite d'études environnementales approfondies aideront le développement de mesures d'atténuation efficaces à long terme.
- Le gouvernement du Québec devrait exiger des suivis réguliers pour s'assurer que les concentrations en radionucléides dans les milieux naturels et les organismes soient constantes. Ceci permettrait de surveiller les écarts par rapport aux teneurs de fond et de créer une base de données pour la recherche et le développement. D'ailleurs, les données compilées sur les teneurs de fond dans la faune, la flore, l'eau, le sol et l'air, avant le début des activités, sont essentielles puisqu'elles serviront de baromètres dans les objectifs à atteindre lors de la surveillance et de la restauration du site.
- Pendant chaque phase des projets miniers uranifères, le gouvernement du Québec devrait exiger des évaluations des risques écotoxicologiques reliés à la présence de radionucléides chez les organismes terrestres exposés via la contamination de médias comme le sol, l'eau, l'air, les végétaux et les organismes aquatiques, et ce, selon la *Procédure d'évaluation préliminaire du risque radiotoxique* développée par le CEAEQ (CEAEQ, 2014a).

- La gestion des résidus et des stériles miniers, le traitement de l'eau et les techniques de décontamination doivent être réalisés en fonction des conditions climatiques particulières du Québec qui incluent des précipitations abondantes. Par exemple, les stériles miniers devraient être protégés efficacement contre les infiltrations d'eau alors que les techniques de décontamination et le système de traitement d'eau devraient être conçus pour fonctionner dans les périodes plus froides et lors des crues importantes.
- La gestion des résidus et des stériles miniers qui contiennent des concentrations élevées de radionucléides est une des problématiques environnementales les plus préoccupantes. Le système de recouvrement par des couches protectrices et les techniques de confinement dans le sol, ne semblent pas être des mesures d'atténuation durables et à l'épreuve des risques de fuites des contaminants dans les milieux naturels. La possibilité de valorisation de ces résidus et stériles devrait être envisagée afin de parvenir à les réintégrer dans l'environnement de façon permanente et durable, tout en limitant la contamination.
- Les volumes de stériles, de résidus miniers et de boues générés lors des activités minières devraient être réduits au maximum afin de diminuer la quantité de contaminants radioactifs à traiter et les risques d'impacts sur le site d'une mine d'uranium.
- Un programme de surveillance à long terme doit être planifié, de la phase d'exploitation à la fermeture de la mine d'uranium. Cependant, des difficultés d'analyse de ces suivis par les directions régionales peuvent survenir en raison d'un manque de ressources. Ainsi, le gouvernement et les compagnies minières doivent innover en ce sens afin de mettre en place des mesures d'atténuation et des systèmes de gestion qui minimisent les coûts et les besoins de surveillance et de suivi à long terme. Ce système pourrait inclure l'implication de bénévoles passionnés et d'étudiants dans le domaine. De plus, des mesures d'atténuation appropriées et appliquées efficacement dans chaque phase des projets de mines d'uranium vont nécessairement réduire les besoins de gestion lors de la fermeture.
- L'accroissement des sédiments dans les plans d'eau concerne surtout les mines à ciel ouvert. Les compagnies minières doivent développer des mesures pour abaisser la remise en suspension des sédiments dans les milieux aquatiques, car ceux-ci peuvent être nuisibles pour les organismes. D'autant plus que certains radionucléides ont tendance à sédimenter. Afin d'y parvenir, des techniques innovantes pour réduire l'érosion et le ruissellement sur le site minier doivent être appliquées.

- Les poussières radioactives et les émissions de radon sont générées par les activités de construction, de forage, de dynamitage, de concassage et de transport des minerais. Celles-ci concernent principalement les mines à ciel ouvert. L'installation de systèmes de suppression et de collecte de poussières, l'application d'un agent mouillant et le lavage des camions qui sortent hors du site sont des mesures qui devraient être appliquées afin de limiter la propagation de poussières. Les mines souterraines peuvent quant à elles ventiler du radon et des poussières dans l'air l'extérieur. Un système de contrôle de pollution de l'air devrait donc être installé afin d'empêcher la contamination de l'air et des milieux naturels. Pour les deux types de mine, un dispositif de surveillance de la radioactivité de l'air devrait être installé, particulièrement en présence de résidus et stériles miniers entreposés. Néanmoins, il est toujours préférable de réduire ou confiner les activités qui génèrent de la poussière et des émissions de radon. L'élimination de certaines constructions et activités de forage et de dynamitage ou encore l'optimisation de la logistique du transport pourraient non seulement réduire la quantité de poussières et de radon, mais aussi la remise en suspension de sédiments dans les milieux aquatiques.
- Les traitements de décontamination chimiques génèrent souvent des résidus, par les processus de précipitation, qui doivent être retirés et disposés. Or, peu d'information existe dans la littérature sur les méthodes utilisées pour éviter la contamination de l'environnement par ces résidus. Idem pour les traitements biologiques incluant la biosorption par milieux humides et la phytoremédiation ainsi que le traitement électrocinétique. Les matériaux biologiques et les électrodes saturés de radionucléides devraient être retirés de l'environnement à la fin du traitement. De plus, le niveau d'efficacité de chaque traitement dépend des conditions physiques, chimiques et biologiques du milieu, ce qui nécessite un suivi assidu pour atteindre les résultats désirés. Il serait donc primordial de développer un guide détaillé sur tous les types de traitements et d'innover pour découvrir de meilleures pratiques à ce sujet. Néanmoins, les traitements biologiques semblent être les choix les plus écologiques puisque l'uranium et ses descendants sont retirés sans ajout de produits chimiques dans les milieux naturels, ils sont peu dispendieux, requièrent peu d'entretien, agissent à long terme et améliorent le paysage naturel. Cependant, la biosorption par les milieux humides risque de ne pas convenir au Québec si les conditions climatiques ne permettent pas leur submersion d'eau de façon continue. Le traitement électrocinétique est également intéressant, car il ne requiert pas l'ajout de produit chimique, il est efficace et agit rapidement.
- En plus des radionucléides, certains contaminants, notamment les métaux et métalloïdes, sont rejetés par les mines d'uranium. Le Ra-226 et le Po-210, des descendants de l'uranium, doivent être particulièrement suivis, car leur capacité à bioamplifier chez les organismes aquatiques est

significative. D'autres contaminants, comme le sélénium, peuvent être toxiques pour les écosystèmes aquatiques et terrestres et ils peuvent exiger des traitements de décontamination supplémentaires. Si cela n'est pas déjà fait, les connaissances sur leurs effets écotoxicologiques devraient être développées en parallèle à celles sur l'uranium et ses descendants.

- La technique d'extraction *in situ* devient de plus en plus utilisée pour exploiter les gisements d'uranium. Cette technique comporte l'avantage de générer une faible quantité de résidus miniers. Cependant, le choix de la solution lixiviante doit être écologique et compatible avec le type de minerai. Les solutions alcalines comme le bicarbonate en solution ou l'oxygène dissous seraient les moins nocives pour l'environnement, mais le volume injecté dans les aquifères doit tout de même être contrôlé. Une surveillance rigoureuse du système pour éviter les défaillances doit être mise en place. Des mesures de prévention de la contamination de l'eau souterraine sont également essentielles afin d'éviter le recours à des techniques de décontamination complexes et dispendieuses.
- Les mines souterraines doivent posséder un système de dénoyage à haute capacité afin d'éviter les inondations accidentelles qui peuvent contaminer les plans d'eaux autour. Les bassins de rétention de l'eau contaminée doivent être suffisamment larges pour supporter l'arrivée de surplus d'eau. Les mines à ciel ouvert devraient également se munir d'un système de traitement de l'eau à haute capacité en cas d'inondations ou de fortes précipitations.
- Le système de traitement de l'eau doit être conçu pour éviter de mélanger les eaux contaminées et les eaux propres et pour traiter l'eau à répétition jusqu'à ce que les concentrations des contaminants soient égales aux teneurs de fond. Le type de traitement doit également tenir compte du mélange de contaminants qui circulent dans les eaux minières et des tests doivent être réalisés sur une base régulière afin de vérifier la qualité des eaux d'exhaure. D'autre part, les boues générées à la suite du traitement des eaux minières contiennent une mixture de contaminants incluant l'uranium et ses descendants. Ces boues se doivent d'être entreposées, recyclées ou envoyées à une fonderie, tout en limitant les risques de contamination.
- Des mesures de compensation des milieux naturels devraient être instaurées durant les activités minières. Ainsi, chaque fois qu'une activité minière détériore un milieu naturel, la compagnie minière devrait compenser en effectuant une action environnementale comme la plantation d'arbres. Ces mesures ainsi que les programmes de restauration devraient exiger l'implication de plusieurs spécialistes afin de bénéficier des meilleures recommandations sur les stratégies à appliquer pour réduire les impacts environnementaux.

- Selon le spécialiste Michel Jébrak, les meilleures mesures de mitigation pour protéger l'environnement du Québec, advenant l'exploitation des mines d'uranium, doivent être inspirées de celles qui ont été développées en Saskatchewan. En effet, avec ses quarante années d'expérience dans ce domaine, cette province est reconnue pour ses pratiques de gestion environnementale les plus efficaces. De plus, les conditions climatiques de la Saskatchewan sont semblables à celles du Québec, donc les mesures de mitigation sont plus facilement transférables. Cependant, le Québec devrait aller plus loin dans les mesures de contrôle, de surveillance et dans la recherche et le développement.
- Les compagnies minières doivent s'assurer d'utiliser les meilleures technologies existantes pour la gestion des stériles et résidus miniers, le traitement des eaux contaminées et la restauration du site afin d'assurer la protection de l'environnement à long terme. Même si les données scientifiques sur les effets de l'uranium ne sont pas complètes, le principe de précaution doit être appliqué. Ainsi, les parties prenantes aux projets de mine d'uranium doivent exiger des mesures de protection qui vont au-delà des connaissances actuelles sur les impacts.

CONCLUSION

L'uranium est reconnu depuis près d'un siècle principalement pour son potentiel énergétique considérable. Son exploitation est motivée par la demande mondiale en énergie qui est produite par les centrales nucléaires. Bien que le marché de l'uranium ait connu des fluctuations importantes dans le passé, les prochaines années lui réservent un avenir prometteur en raison des prévisions de croissance en énergie. Avec des gisements d'uranium qui pourraient s'avérer aussi riches que ceux de la Saskatchewan, le Québec pourrait éventuellement tirer profit du marché de l'uranium en exploitant ses réserves naturelles. Cependant, plusieurs parties prenantes craignent les impacts environnementaux. En effet, l'uranium et ses descendants relâchés par les mines ne sont pas sans conséquence pour la faune et la flore en raison de leur toxicité chimique et radiologique. Les effets écotoxicologiques chez les organismes terrestres et aquatiques qui vivent au pourtour des mines d'uranium sont bien réels, mais demeurent encore difficiles à prévoir et peu étudiés. Le devenir de l'uranium dans l'eau et le sol est bien connu du milieu scientifique, ce qui favorise l'implantation de mesures de protection et de décontamination adéquates afin de limiter sa migration.

L'objectif principal de cet essai était de proposer des mesures d'atténuation à privilégier au Québec afin de minimiser les impacts environnementaux associés à l'exploration et l'exploitation des mines d'uranium. Ainsi, l'analyse des différents éléments d'information reliés au marché de l'uranium, au potentiel de production des gisements du Québec, au devenir de l'uranium dans l'environnement, au contexte légal des projets miniers, aux impacts environnementaux des mines d'uranium et aux mesures de mitigation appliquées aux mines existantes a permis de recommander les meilleures options pour le Québec. Les recommandations ont été réalisées avec l'information disponible dans la littérature. Cependant, certaines lacunes d'informations, notamment sur les effets écotoxicologiques de l'uranium et de ses descendants chez les organismes aquatiques et terrestres qui vivent autour des gisements d'uranium, ont limité les possibilités de recommandations plus spécifiques à privilégier au Québec. Malgré ces lacunes, les nombreuses connaissances acquises dans le cadre de cet essai et les recommandations effectuées constituent certainement un bon point de départ pour la réalisation de recommandations ministérielles visant à encadrer adéquatement les activités des mines d'uranium au Québec et à assurer la protection et la conservation des écosystèmes terrestres et aquatiques. Ces derniers rendent d'ailleurs des services écologiques essentiels à la survie des espèces vivantes incluant l'être humain.

Advenant que le Québec décide d'aller de l'avant avec les projets miniers, il serait préférable de développer un système de connaissances sur les impacts environnementaux reliés à l'exploration et à l'exploitation de l'uranium afin de favoriser l'innovation dans des mesures d'atténuation spécifiques aux milieux naturels du territoire québécois. Ce système permettrait de combler les lacunes dans les informations existantes, de favoriser l'innovation ainsi que d'améliorer le

rendement des systèmes de traitement de l'eau et des sols et l'efficacité des systèmes de gestion environnementale des mines d'uranium.

Les normes environnementales à respecter devraient être resserrées et élargies de manière à couvrir l'ensemble des médias (sols, eau de surface et souterraine, air) et afin de viser toutes les catégories d'organismes aquatiques et terrestres existants au pourtour des gisements d'uranium. Les systèmes de suivi et de contrôle du gouvernement provincial devraient être rigoureux, complémentaires et/ou supplémentaires aux programmes du gouvernement fédéral.

Considérant les risques de contamination avec les techniques de confinement des stériles et résidus miniers, il serait préférable d'investir dans des mesures plus écologiques, durables et sécuritaires. De plus, un guide détaillé sur les traitements pour la décontamination du sol et de l'eau devrait être développé, car présentement l'information disponible est incomplète, notamment à propos de la disposition des résidus radioactifs restant après les traitements. Les systèmes de traitement des eaux usées sur les mines à ciel ouvert et souterraines devraient être à haute capacité et faire partie des meilleures technologies disponibles.

À défaut de ne pas atteindre le niveau de connaissances nécessaires à temps pour l'exploitation des gisements d'uranium, le principe de précaution devrait être appliqué en instaurant des mesures d'atténuation supplémentaires. L'implication de spécialistes dans la recherche et le développement de mesures d'atténuation et de stratégies de restauration favoriserait l'atteinte d'objectifs environnementaux qui se rapprochent aux conditions d'origine des écosystèmes.

Avant d'amorcer l'exploitation de gisements uranifères, le Québec devrait planifier une stratégie qui puisse permettre le développement d'une expertise propre à son territoire afin de protéger efficacement les milieux naturels vulnérables. Les évaluations et les programmes de surveillance environnementaux des compagnies minières devraient être rigoureux, particulièrement au niveau des écosystèmes aquatiques et terrestres. Par ailleurs, la question de la rentabilité à long terme reliée à l'exploitation des mines d'uranium au Québec devrait être évaluée par des études de faisabilité. En effet, l'investissement dans la recherche et le développement de mesures d'atténuation et de techniques de réhabilitation hautement performantes et spécifiques au Québec ainsi que dans les programmes d'évaluation et de surveillance environnementale pourrait représenter des coûts substantiels pour le gouvernement et les compagnies minières. Cet investissement serait toutefois essentiel si le Québec souhaite protéger efficacement la faune, la flore, l'eau, les sols et l'air au cours de chaque phase des projets de mines d'uranium.

RÉFÉRENCES

- Adams, R. et Younger, P.L. (2001). A strategy for modeling ground water rebound in abandoned deep mine systems. *Ground Water*, vol. 39, p. 249-261.
- AIEA (2010). Best practice in Environmental Management of Uranium Mining. Vienne, Autriche. AIEA Nuclear Energy Serie. no NF-T-1.2, 32p.
- Allard, B., Olofsson, U., Torstenfelt, B., Kipatsi, H. and Andersson, K. (1982). Sorption of actinides in well-defined oxidation states on geologic media. *Materials Research Society Symposium Proceedings*. vol. 11, p. 775-782.
- Amabili-Rivet, V. (2013). Impacts de l'exploitation des mines d'uranium sur la santé humaine. Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 82 p.
- Andseta, S., Thompson, M. J., Jarrell, J. P., Pendergast, D. R. (1998). Candu reactors and greenhouse gas emissions. Published in the Proceedings of the 19th Annual Conference, Canadian Nuclear Society, Toronto, Ontario, Canada. *In Computare, Publications*. <http://www.computare.org/Support%20documents/Publications/Life%20Cycle.htm#Uranium%20Instituteend> (Page consultée le 12 mars 2014).
- Areva (2014). Activities in detail. *In Areva, mining*. <http://us.areva.com/EN/home-475/areva-resources-canada-activities.html> (Page consultée le 19 janvier 2014).
- Areva (s. d.a). L'exploration de nouvelles ressources minières. *In Areva, Activités*. <http://www.areva.com/FR/activites-666/exploration-identifier-identifiant-de-nouveaux-gisements-d-uranium.html> (Page consultée le 20 janvier 2014).
- Areva (s. d.b). L'extraction du minerai d'uranium naturel. *In Areva, Activités*. <http://www.areva.com/FR/activites-619/exploitation-extraire-le-minerai-d-uranium.html> (Page consultée le 19 janvier 2014).
- Areva Resources Canada (2009). Cluff lake project, Detailed Decommissioning, Plan Version 2. Saskatchewan, Canada, 113 p.
- Arokiasamy J.F. (2006). Biotransformation of uranium complexed with organic ligands. *In* Merkel, B. J. et Hasche-Berger, Uranium in the Environment Mining Impact and Consequences (p. 191-197). Germany, Institute for geology.
- ATSDR (1990a). Toxicological profile for radium. Atlanta (GA), ATSDR, Division of Toxicology and Human Health Sciences, 113 p.
- ATSDR (1990b). Toxicological profile for thorium. Atlanta (GA), ATSDR, Division of Toxicology and Human Health Sciences, 174 p.
- ATSDR (1999). Toxicological Profile for Uranium. Atlanta (GA), ATSDR, Division of Toxicology and Human Health Sciences, 448p.
- Auger, P. L., Gingras, I., Duguay, M. A., Imbeault, B., Levasseur, J., Notebeart, É. (2010). Exploration et exploitation de l'uranium : Pourquoi nous demandons un moratoire. *In* Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. <http://www.protegerlenord.mddep.gouv.qc.ca/memoires/medecins-sept-iles.pdf> (Page consultée le 12 janvier 2014).

- Barton, C.S., Stewart, D.I., Morris, K., Bryant, D.E. (2004). Performance of three resin based materials for treating uranium-contaminated groundwater within a PRB, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 116, p.191–204.
- Batiuk, R.A., Bergstrom, P., Kemp, M., Koch, E., Murray, L., Stevenson, J.C., Bartleson, R., Carter, V., Rybicki, N.B., Landwehr, J.M., Gallegos, C., Karrh, L., Naylor, M., Wilcox, D., Moore, K.A., Ailstock, S. and Teichberg, M. (2000). Chesapeake Bay Submerged Aquatic Vegetation Water Quality and Habitat-Based Requirements and Restoration Targets: A Second Technical Synthesis. United States Environmental Protection Agency for the Chesapeake Bay Program. *In Chesapeake Bay, Archive*.
<http://archive.chesapeakebay.net/pubs/sav/savreport.pdf> (Page consultée le 12 mars 2014).
- Bédard, P. (2005). Clef d'identification des minéraux communs. *In Polymtl, hematite*.
<http://www.groupe.polymtl.ca/g1q1100/mineraux/hematite/hematite.html> (Page consultée le 15 janvier 2014)
- Benes P., Sebesta, F., Sedlacek, J., Obdrzalek, M., Sandrik, R. (1983). Particulate forms of radium and barium in uranium mine waste waters and receiving river waters. *Water Research*, Vol. 17, p. 619–624
- Berthelin, J., et Munier-Lamy, C. (1983). Microbial mobilization and preconcentration of uranium from various rock materials by fungi. *Environmental Biogeochemistry*. R. Hallberg (ed.). *Ecological Bulletins (Stockholm)*, vol. 35, p. 395-401.
- Blowes, D. W., Bain, J.G., Jeen, S.-W. and Hughes, K. (2008). Permeable Reactive Barriers for Treatment of a Groundwater at a Uranium Mine: Laboratory Evaluation of Reactive Materials. *Uranium, Mining and Hydrogeology*, Springer Berlin Heidelberg, p. 83-84.
- Bonta, J.V. (2000). Impact of coal surface mining and reclamation on suspended sediments in three Ohio watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 36, no 4, p. 869-887.
- Bonta, J.V., Amerman, C.R., Harlukowicz, T.J. and Dick, W.A. (1997). Impact of coal surface mining on three Ohio watersheds—Surface-Water Hydrology. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 33, no 4. p. 907-917.
- Boyd, G., Hirsch, R.M. (2002). Handbook of Groundwater Remediation Using Permeable Reactive Barriers, Applications to Radionuclides, Trace Metals, and Nutrients. *Science Direct*, 522 p
- Brümmer, G., Gerth, J., Herms, U. (1986). Heavy metal species, mobility and availability in soils, *Z. Pflanzenernaehr, Bodenk*, vol.149, p. 382–398.
- Burghardt, D., Kassahun. A. (2005) Development of a reactive zone technology for simultaneous in situ immobilisation of radium and uranium. *Environmental Geology*, vol. 49, p. 314–320.
- Burns, P.C., Finch, R (1999). Uranium – Mineralogy, Geochemistry and the Environment. Reviews in Mineralogy, Washington (DC). *Paul H. Ribbe. Mineralogical Society of America*, vol. 38. 670 p.
- Cameco (2011). Rabbit Lake Tailings North Pit Expansion Project. (Rapport interne de la Compagnie minière Cameco). Canada. *In Cameco. Environment assessment*.
http://www.cameco.com/mining/rabbit_lake/environment_assessments/rabbit_lake_tailings_expansion/ (Page consultée le 10 janvier 2014).

- Cameco (2012). Cigar Lake Project Northern Saskatchewan, Canada. NI 43-101 Technical Report, 167 p.
- Cameco (2013a). Nuclear history timeline. *In* Cameco, *uranium 101*.
http://www.cameco.com/uranium_101/uranium-overview/nuclear-history-timeline/ (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Cameco (2013b). The Atom that Changed the World. *In* Cameco, *uranium 101*.
www.cameco.com/uranium_101/uranium-overview/properties-and-uses/ (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Cameron, E.M. (1980). Geochemical exploration for uranium in northern lakes. *Journal of Geochemical Exploration*, vol.13 no 2-3, p. 221-250.
- Campos, M.B., de Azevedo, H., Lopes Nascimento, M.R., Roque, C.V. and Rodgher, S. (2011). Environmental assessment of water from a uranium mine (Caldas, Minas Gerais State, Brazil) in a decommissioning operation. *Environmental Earth Science*, vol. 62, p. 857-863.
- Canada. Bureau de gestion des déchets radioactifs de faible activité (2012). Inventaire des déchets radioactifs au Canada. Ottawa (Ontario). 48p.
- Canada. CCME (2007). Canadian Soil Quality Guidelines for Uranium: Environmental and Human Health, CCME, Winnipeg. 122p.
- Canada. CCME (2011). Canadian Water Quality Guidelines : Uranium. Scientific Criteria Document. CCME, Winnipeg. 106p.
- Canada. CCSN (2003). Comprehensive Study Report: Cluff Lake Decommissioning Project. *In* Agence canadienne d'évaluation environnementale. http://ceaa.gc.ca/41B79974-docs/report_e.pdf (Page consultée le 12 mars 2014).
- Canada. CCSN (2009). Annual Report on Uranium Management Activities. A joint report by CNSC and Environment Canada. *In* CCSN, *publications*.
http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads/February-2011-2009-Annual-Report-on-Uranium-Management-Activities_e.pdf (Page consultée le 28 janvier 2014).
- Canada. CCSN (2009). Uranium appauvri : le point de vue de l'organisme de réglementation canadien. *In* CCSN, *Fiches de renseignements*.
<http://nuclearsafety.gc.ca/fr/readingroom/factsheets/depleted-uranium-perspective.cfm> (Page consultée le 19 janvier 2014).
- Canada. CCSN (2012a). L'extraction et la concentration de l'uranium : les faits sur une industrie bien règlementée. *In* CCSN. *Fiches de renseignements*.
<http://nuclearsafety.gc.ca/fr/readingroom/factsheets/uranium-mining-milling.cfm> (Page consultée le 18 janvier 2014).
- Canada. CCSN (2012b). Annual Report on Uranium Management Activities. A Joint Report by the Canadian Nuclear Safety Commission and Environment Canada. *In* CCSN, *Annual report*.
http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads/2010-Annual-Report-on-Uranium-Management-Activities_e.pdf (Page consultée le 18 janvier 2014).
- Canada. CCSN (2013a). Mines et usines de concentration d'uranium au Canada. *In* CCSN, *Installations et activités règlementées*.

- <http://www.nuclearsafety.gc.ca/fr/about/regulated/minesmills/index.cfm#Section1> (Page consultée le 25 janvier 2014).
- Canada. CCSN (2013b). Mythe ou réalité, *In* CCSN, *Mythe ou réalité : Les mines d'uranium*. <http://nuclearsafety.gc.ca/cnsconline/ff3-mr3/fra/index.html> (Page consultée le 21 janvier 2014).
- Canada. CCSN (2013c). Processus d'autorisation. *In* CCSN, *Titulaires de permis et demandeurs*. <http://nuclearsafety.gc.ca/fr/licenseesapplicants/licensingprocess/index.cfm> (Page consultée le 28 janvier 2014).
- Canada. CCSN (2014). Déchets des mines et usines de concentration d'uranium. *In* CCSN, *Uranium, déchets*. <http://www.cnsccsn.gc.ca/fra/waste/uranium-mines-and-millswaste/index.cfm> (Page consultée le 12 avril 2014).
- Canada. CCSN (CCSN) (2008). Canadian National Report for the Joint Convention for the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management — Third Report. *In* Nuclear Safety. http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads/joint_convention_2009_third_national_report_e.pdf (Page consultée le 8 mars 2014).
- Canada. CEEA (1996). Decommissioning of Uranium Mine Tailings Management Areas in Elliot Lake Area. *In* CEEA. http://www.ceaa.gc.ca/Content/D/B/D/DBD6667F-9B4F-4FB6-A55F-3BBD1D8C5AF3/elliott_e.pdf (Page consultée le 12 mars 2014).
- Canada. Environnement Canada (2013a) Releases of radionuclides from nuclear facilities (impact on non-human biota). *In* Environnement Canada, *Priority Substances Assessment Program*. <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=2A379917-> (Page consultée le 12 mars 2014).
- Canada. Environnement Canada (2013b). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux, *In* Environnement Canada, *Lois et règlements*. <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=CBE3CD59-1&offset=5> (Page consultée le 9 mars 2014).
- Canada. Ressources Naturelles Canada (2013a). Production des principaux minéraux du Canada. *In* Ressources naturelles Canada, *Statistiques mensuelles*. <http://sead.nrcan.gc.ca/prod-prod/PCLM-PPMC/PDF/MY1311.pdf> (Page consultée le 15 janvier 2014).
- Canada. Ressources naturelles Canada (2013b). Les questions de l'eau et le secteur des minéraux et des métaux. *In* Ressources naturelles Canada, *Développement durable, eau douce*. <http://www.rncan.gc.ca/plans-rapports-rendement/developpement-durable/eau-douce/578> (Page consultée le 12 mars 2014).
- Centre for Energy (2014). Milestones. *In* Centre for Energy, *Milestones*. <http://www.centreforenergy.com/AboutEnergy/Nuclear/Milestones.asp> (Page consultée le 15 janvier 2014).
- Char, L. et Csik, B.J. (1987). Nuclear power development: History and outlook. *IAEA bulletin*, vol 3, p. 19-25.
- Chen, JH., Edwards, RL., Wasserburg, GJ. (1986). 238U, 234U and 232Th in seawater. *Earth Planet Science Letters*, vol. 80, p. 241-251.

- Cleveland, C.J. (2009). Martin Heinrich Klaproth. *In* The encyclopedia of earth. <http://www.eoearth.org/view/article/154040/> (Page consultée le 15 janvier 2014).
- Cloutier, R. (2009). Avis de santé publique : Projet d'exploration et d'exploitation d'uranium à Sept-Îles. *In* Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, *Publications*. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/presse/avis-uranium-090126.pdf> (Page consultée le 18 janvier 2014).
- Clulow, F.V., Davé, N.K., Lim, T.P., Avadhanula, R. (1998). Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environmental Pollution journal*. vol. 99, p. 199-213.
- Committee on uranium mining in Virginia (2011). Uranium mining in Virginia: Scientific, technical, environmental, human health and safety, and regulatory aspects of uranium mining and processing in Virginia, Washington (DC). *The National Academies Press*, 289 p.
- Connaissance des énergies (2012). Réserves d'uranium naturel dans le monde. *In* Connaissance des énergies, *Fiches pédagogiques*. <http://www.connaissancedesenergies.org/fiche-pedagogique/reserves-d-uranium-naturel-dans-le-monde> (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Cooley, H.M., Klaverkamp, J.F. (2000). Accumulation and distribution of dietary uranium in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Aquatic Toxicology journal*, vol. 48, p. 477-494.
- Coppin, F., Roussel-Debet, S. (2003). Fiche radionucléide, polonium-210 et environnement. *In* Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (IRSN), *fiches radionucléides*. http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/Documents/environnement/Polonium_Po210_v4.pdf (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I. (2001). Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife. UK Environment Agency, Bristol (UK), Publication 128.
- Csovári, M., Földing, G., Csicsák, J. et Frucht, É. (2008). Experience gained from the experimental permeable reactive barrier installed on the former uranium mining site. *Uranium, Mining and Hydrogeology*, Springer Berlin Heidelberg, p. 133-140.
- Dansereau, S. (2012). Les secrets d'une bonne ERA. *In* Les affaires, *archives générales*. <http://www.lesaffaires.com/archives/generale/les-secrets-d-une-bonne-era/549481> (Page consultée le 16 janvier 2014).
- Dougherty, K., Beaudin, M. (2013). Quebec imposes moratorium on uranium development. *Montreal Gazette*, 28 Mars.
- Drever, J.I. (1982). *The Geochemistry of Natural Waters*. Englewood Cliffs, Pearson Education Canada, 388 p.
- Duquene, L., Vandenhove, H., Tack, F., Van Hees, M., et Wannijn, J. (2010). Diffusive gradient in thin FILMS (DGT) compared with soil solution and labile uranium fraction for predicting uranium bioavailability to ryegrass. *Journal of Environmental Radioactivity* 101, p. 140-147.

- Ebbs, S.D., Brady, D.J., et Kochian, L.V. (1998). Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants. *Journal of Experimental Botany*, vol. 49, n° 324, pp. 1183–1190.
- Elless, M.P., Lee, S.Y. (1998) Uranium solubility of carbonate-rich uranium-contaminated soils. *Water Air and Soil Pollution*, vol. 107, p. 147–162.
- Ferrand, D., Chaire en éco-conseil (2013). L'industrie minière et le développement durable. In Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), *Revue Mines*. http://synapse.uqac.ca/wp-content/uploads/2013/01/Revue-Mines_ChairÉcoConseil_Jan2013.pdf (Page consultée le 4 mai 2014).
- Francis, C.W., Mattus, A.J., Elless, M.P., Timpson, M.E. (1993). Carbonate and citrate based selective leaching of uranium from uranium-contaminated soils, Removal of Uranium from Uranium-Contaminated Soils, Phase I: Bench-Scale Testing. Tennessee, *Oak Ridge National Laboratory*, p. 679-682.
- Frost, S.E. (1998). Waste Management in the Uranium Mining Industry. The uranium institute. In World Nuclear. <http://www.world-nuclear.org/sym/1998/frost.htm> (Page consultée le 13 mars 2014).
- Gabriel, S. et Fizaine, F. (2011). L'uranium des phosphates : une ressource plus limitée que prévue usuellement. *Éclairages, La lettre de l'itété*, N° 14.
- Gabriel, U. (s.d.). U(+6) autour de la carbonatite à Oka. In BAPE, *Documentation*. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/archives/oka/docdeposes/documdeposes/DB87.pdf> (Page consultée le 11 mars 2014).
- Garnier-Laplace, J., Colle, C. et Morello M. (2001) Fiche radionucléide, uranium naturel et environnement. France. IRSN, Direction de l'environnement et de l'intervention – service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes, 16 p.
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Gilbin, R., Coppleson, D., Ciffroy, P. (2006). First Derivation of Predicted-No-Effect Values for Freshwater and Terrestrial Ecosystems Exposed to Radioactive Substances, *Environmental Science Technology*, vol. 40, p. 6498-6505.
- Gavrilescu, M., Vasile Pavel, L., Cretescu, I. (2009). Characterization and remediation of soils contaminated with uranium. Technical University Iasi, Faculty of Chemical Engineering and Environmental Protection, Department of Environmental Engineering and Management, Romania. *Elsevier, Journal of Hazardous Materials*, vol. 163, p. 475-510.
- Gordon, S. (1992). *Link Between Ore Bodies and Biosphere Concentrations of Uranium*. Ottawa, Canada, Atomic Energy Control Board, 14p.
- Gotkowitz, M. B., Schreiber, M. E. and Simo J. A. (2004). Effects of water use on arsenic release to well water in a confined aquifer. Blackwell Publishing Ltd. *Ground Water*, Vol. 42. no 4, p. 568-575
- Gouvernement du Québec (2002). Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement québécois et les cris du Québec. In Grand Conseil des cris. <http://www.gcc.ca/pdf/LEG000000008F.pdf> (Page consultée le 21 janvier 2014).
- Groudev, S. Irena Spasova, Marina Nicolova and Plamen Georgiev (2008). Treatment of acid drainage in a uranium deposit by means of a passive system. *Uranium, Mining and*

Hydrogeology, Springer Berlin Heidelberg p. 93-102.

- Henner, P., Garcia-Sanchez, L. (2002). Fiche radionucléide, thorium-232 et environnement. In IRSN, *fiches radionucléides*. http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucléides/Documents/environnement/Thorium_Th232_v1.pdf (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Herczeg, AL., Simpson, HJ., Anderson, RF. (1988). Uranium and radium mobility in groundwaters and brines within the Delaware basin, southeastern New Mexico, U.S.A. *Chemical Geology journal*, vol. 72, p.181-196.
- Hinck, J.E., Linder, G. Finger S, Little, E., Tillitt, D., Kuhne, W. (2010). Biological Pathways of Exposure and Ecotoxicity Values for Uranium and Associated Radionuclides. *Chapter D of Hydrological, Geological, and Biological Site Characterization of Breccia Pipe Uranium Deposits in Northern Arizona*. Édité par Andrea E. Alpine. pp. 287-351
- Hore-Lacy I. (2013). l'Uranium. In *The encyclopedia of earth* <http://www.eoearth.org/view/article/156796/> (Page consultée le 15 janvier 2014).
- IAEA (1992). Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Vienna, Austria, 74 p.
- IAEA (2009). World Distribution of Uranium Deposits (UDEPO) with Uranium Deposit Classification. Autriche. 2009 Edition, 117 p.
- IAEA (2011) Red Book 2011: Global Uranium Supply Ensured for Long Term. In IAEA, *Nuclear Fuel Cycle and Materials*. http://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/Technical_Areas/NFC/uranium-production-cycle-redbook.html (Page consultée le 9 janvier 2014).
- IRSN (2009). Les sources d'exposition aux rayonnements ionisants due aux anciens sites miniers d'uranium, Fiche n°2. France. In IRSN, *Documents*. http://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/expertises-locales/sites-miniers-uranium/Documents/irsn_mines-uranium_sources-exposition.pdf (Page consultée le 9 mars 2014).
- IRSN (s.d.). Le stockage en couche géologique profonde à l'international. In IRSN, *Les déchets radioactifs*. <http://www.irsn.fr/dechets/dechets-radioactifs/Pages/stockage-international.aspx> (Page consultée le 9 mars 2014).
- Jaglal K. (2011). Contaminated Aquatic Sediments. *Water Environment Research, Water Environment Federation* Vol. 83, n° 10, P. 1637-1664.
- Jébrak, M. (2014). Types de gisement d'uranium, mesures de protection environnementale. Communication orale. *Rencontre et discussion au bureau de M. Jébrak*, 5 mars 2014, UQAM - pavillon Président Kennedy, Montréal (Qc).
- Jébrak, M., Wülser, P-A., Bergeron, K-M., Larivière, D., Michaud, A., Beaudoin, G. et King, J. (2013). 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, Chapitres I à IV. Rapport préliminaire dirigé par le BAPE à l'intention du MDDEFP et du MRN. Québec, Canada, 105 p.

- Johnson, D.B., Williamson, J. C. and Bailey A.J. (1991). Microbiology of soils at opencast coal sites. 1. Short-term and long-term transformations in stockpiled soils. *Journal of Soil Sciences*, vol. 42, no 1, p. 1-8.
- Johnston, B.R., Dawson, S.E., Madsen, G.E. (2010). Uranium mining and milling: Navajo Experiences in the American Southwest. *In The Energy reader*. (Chap. 8, p. 132-146). Laura Nader, Wiley-Blackwell publishing Ltd.
- Joshi-Tope, G., Francis, A.J. (1995). Mechanism of biodegradation of metal–citrate complexes by *Pseudomonas fluorescens*. *Journal of Bacteriology*, vol. 177, p.1989–1993.
- Karamushka, V. P., Ostroborodov, V. V. (2009). Lands Damaged as a Result of Uranium Ore Mining Operations in the Russian Federation. Russian Research, Design, and Surveying Institute of Industrial Technology (VNIPIPT). *The National Academies Press : Cleaning Up Sites Contaminated with Radioactive Materials:International Workshop Proceedings*, p. 59-68.
- Kaupila P. M., Tornivaara A., Makkonen, S. (2011). *Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in the environment – geochemical and biological behaviour, tools for risk assessment*. Department of environmental science, University of Eastern Finland. 40p.
- Khalid, A.M., Ashfaq, S.R., Bhatti, T.M., Anwar, M.A., Shemsi, A.M., et Akhitar, K. (1993). The uptake of microbially leached uranium by immobilized microbial biomass. *Biohydrometallurgical technologies*, vol. 2, p. 299-307.
- Klaverkamp, J.F., Baron, C.L., Fallis, B.W., Ranson, C.R., Wautier, K.G. and Vanriel, P. (2002). Metals and metallothionein in fishes and metals in sediments from lakes impacted by uranium mining and milling in northern Saskatchewan. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 2420. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/library/267553.pdf> (Page consultée le 10 mars 2014).
- Kornilovich, B., Mishchuk, N., Abbruzzese, K., Pshinko, G., Klishchenko, R. (2005). Enhanced electrokinetic remediation of metals-contaminated clay. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, vol. 265, p. 114-123.
- Kulpa, J.P., Hughes, J.E. (2001). Deployment of chemical extraction soil treatment on uranium contaminated soil, Tucson (AZ). *In WM'01 Conference*, February 25 – March 1.
- Kyeong-Hee, K., Soon-Oh, K., Chang-Woo, L., Myung-Ho, L., Kyoung-Woong, K. (2003). Electrokinetic processing for the removal of radionuclides in soils, *Separation Science and Technology*, vol. 38, p. 2137–2163.
- La radioactivité (s. d.). Le radium. EDP Sciences. *In La radioactivité*. <http://www.laradioactivite.com/fr/site/pages/leradium.htm> (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Lacoste, P. et Roy P. (2009) L'exploration de l'uranium au Québec - une mise à jour. *In Ministère des ressources naturelles (MRN), Québec mines*. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2009-02/uranium.asp> (Page consultée le 19 janvier 2014)
- Landon, M.K., Clark, B.R., McMahon, P.B., McGuire, V.L., and Turco M.J. (2008). Hydrogeology, Chemical Characteristics, and Transport Processes in the Zone of Contribution of a Public-Supply Well in York, Nebraska. États-Unis, U.S. department of the interior. *In USGS, Sciences for a better world*. http://pubs.usgs.gov/sir/2008/5050/pdf/sir_2008-5050.pdf (Page consultée le 8 mars 2014).

- Larimer County (2008). Report on In Situ Leach and Open-Pit Mining. The Larimer County Environmental Advisory Board. États-Unis. In Larimer, *uranium report*. http://www.larimer.org/boards/eab/uranium_report.pdf (Page consultée le 16 janvier 2014).
- Laroche, L., Henner, P., Camilleri, V., Morello, M., et Garnier-Laplace, J. (2005). Root uptake of uranium by a higher plant model (*Phaseolus vulgaris*) – bioavailability from soil solution. *Radioprotection*, Suppl. 1, vol. 40, p. 33-39.
- Larocque, S., (2013). Strateco se lance dans un projet en Saskatchewan. Lapresse. 18 décembre 2013 <http://affaires.lapresse.ca/economie/energie-et-ressources/201312/18/01-4722035-strateco-se-lance-dans-un-projet-en-saskatchewan.php> (Page consultée le 16 janvier 2014).
- Larousse (s. d.) Henri Becquerel. In Larousse encyclopédie. http://www.larousse.fr/encyclopedie/personnage/Henri_Becquerel/108127 (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Lenntech (2014). Uranium. In Lenntech, *Water treatment solutions*. <http://www.lenntech.fr/francais/data-perio/u.htm#Num%E9ro%20atomique> (Page consultée le 7 mars 2014).
- Lenntech. (2011). Aluminum, properties, health effects, environmental effects. In Lenntech, *Periodic table – element*. <http://www.lenntech.com/periodic/elements/al.htm> (Page consultée le 7 mars 2014).
- Leybourne, M. I. and Cameron E.M. (2006). Composition of groundwaters associated with porphyry- Cu deposits, Atacama Desert, Chile: Elemental and isotopic constraints on water sources and water-rock reactions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 70, n° 7, p. 1616-1635.
- Lemly, A.D. (1998). A Position Paper on Selenium in Ecotoxicology: A Procedure for Deriving Site-Specific Water Quality Criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 39, n° 1, p. 1-9.
- Li, J. and Zhang, Y. (2012). Remediation technology for the uranium contaminated environment: a review. *Procedia Environmental Sciences*, vol. 13, p. 1609-1615.
- Linsley, G. (s.d.) Radiation & the environment: Assessing effects on plants and animals, An overview of a recent report issued by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. In IAEA, *Magazines Bulletin*. <http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull391/linsley.html> (Page consultée le 12 mars 2014).
- Lloyd, J.R. Lovley D.R. (2005). Microbial detoxification of metals and radionuclides, *Current Opinion Biotechnology*, vol. 12, p. 248–253.
- Lloyd, JR., Klessa, DA., Parry, DL., Buck, P., Brown, NL. (2004). Stimulation of microbial sulphate reduction in a constructed wetland: microbiological and geochemical analysis. *Water Research*, Vol. 38, p. 1822–1830.
- Loi canadienne de protection de l'environnement*, L.C. 1999, c. 33.
- Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, L.C. 2012, c. 19.
- Loi constitutionnelle de 1982, annexe B de la Loi de 1982 sur le Canada*, (R-U), 1982, c. 11.

Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2.

Loi sur les mines, c. M-13.1.

Lottermoser, B.G. (2010). *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. Queensland, Australie. Édition Springer, 3ième édition, James Cook University, 393 p.

Maag, B., Boning, D. and Voelker, B. (2000). Assessing the environmental impact of copper CMP. Cambridge, Massachusetts. *In Massachusetts Institute of Technology, CMP Report*. <http://www-mtl.mit.edu/researchgroups/Metrology/PAPERS/SemilInternationalOct2000> (Page consultée le 12 mars 2014).

Martin Marietta Laboratories (1987). Dust Control Handbook for Mineral Processing. A mining research contract report. *In United States department of labor*. http://www.osha.gov/dsg/topics/silicacrystalline/dust/dust_control_handbook.html Page consultée le 16 mars 2014).

Mathews T, Beaugelin-Seiller K, Garnier-Laplace J, Gilbin R, Adam C, Della-Vedova C. (2009). Probabilistic assessment of the chemical and radiological risks of chronic exposure to uranium in freshwater ecosystems. *Environmental Science Technology*, vol. 43, p. 6684-6690.

Maynard, E. A., Randall, C., Hodge H. C. et Scott J. K. (1949). Effects of feeding uranium nitrate hexahydrate in the diets of breeding white rats. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*, vol. 95, no 4, p. 421-428.

McCormick, B.C. and Eshleman K.N. (2011). Assessing hydrologic change in surface-mined watersheds using the curve number method. *Journal of Hydrologic Engineering*, vol. 16, no 7, p. 575-584.

Mitchell, N., Perez-Sanchez, P. and Thorne, MC. (2013). A review of the behaviour of U-238 series radionuclides in soils and plants. *Journal of radiological protection*, vol. 33, p. 17-48

Morss L. R., Edelstein, N. M. Fuger J. (2006). *The Chemistry of the Actinide and transactinide Elements*, Springer, third Edition, vol. 1, 3474 p.

Mudd, G. (1998) An Environmental Critique of In Situ Leach Mining :The Case Against Uranium Solution Mining. Victoria University of Technology, A Research Report for Friends of the Earth (Fitzroy) with The Australian Conservation Foundation. *In Powertech exposed*. http://www.powertechexposed.com/An_Environmental_Critique_of_ISL.pdf (Page consultée le 9 mars 2014).

Mudd, G.M., and Patterson, J. (2010). Continuing pollution from the Rum Jungle U-Cu project: A critical evaluation of environmental monitoring and rehabilitation. *Environmental Pollution*. vol. 158. p. 1252-1260.

NCRP (1984). Exposures from the uranium series with emphasis on radon and its daughter. NCRP Report no 77.

NCRP (1991). Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms: Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements. Bethesda (MD), USA. Report no 109, 115 p.

NCRP (1999). Biological Effects and Exposure Limits for 'Hot Particles'. NCRP-Report, no 130.

- NCRP (2010). Report of SC 64-22: Design of Effective Radiological Effluent Monitoring and Environmental Surveillance Programs. Bethesda, USA. In NCRP, *Draft publication online review*. <http://review.ncrponline.org/pub/NCRPM1024.pdf> (Page consultée le 9 mars 2014).
- Negley, T.L. and Eshleman K.N. (2006). Comparison of stormflow responses of surface-mined and forested watersheds in the Appalachian Mountains, USA. *Hydrological Processes*, vol. 20, n° 15, p. 3467-3483.
- Noller, BN., Hart BT (1993) Uranium in sediments from the Magela Creek catchment, Northern Territory, Australia. *Environmental Technology*, vol. 14, p. 649–656.
- OECD (1999). Environmental Activities in Uranium Mining and Milling. A Joint Report by the OECD Nuclear Energy Agency (NEA) and the IAEA. 8ième édition «Red book», Paris, France, 323p.
- OECD (2002). Environmental Remediation of Uranium Production Facilities, A Joint Report by the OECD Nuclear Energy Agency (NEA) and IAEA. 8ième édition «Red book», Paris, France, 323 p.
- OECD (2010). Uranium 2009: Resources, Production and Demand. Joint Report by the OECD Nuclear Energy Agency and the International Atomic Energy Agency 2012. 484p.
- OECD (2012). Uranium 2011: Resources, Production and Demand. Joint Report by the OECD Nuclear Energy Agency and the International Atomic Energy Agency 2012. 485p.
- Painter, S., Cameron, E.M., Allan, R., Rouse, J. (1994). Reconnaissance Geochemistry and Its Environmental Relevance. *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 51, n° 3, p. 213-246.
- Pamukcu, S., Weeks, A., Wittle, J.K. (1997). Electrochemical separation and stabilization of selected inorganic species porous media, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 55, p. 305–318.
- Pelletier, E., Campbell, PGC., Denizeau, F. (2004). Écotoxicologie moléculaire, principes fondamentaux et perspectives de développement. Les Presses de l'université du Québec. 500p.
- Phelps, L.B., Holland L. (1987). Soil compaction in topsoil replacement during mining reclamation. *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 9, n° 1, p 8-11.
- Phillips, E.J.P., Landa, E.R., Lovley, D.R. (1995). Remediation of uranium contaminated soils with bicarbonate extraction and microbial U(VI) reduction, *Journal of Industrial Microbiology*, vol. 14, p. 203–207.
- Pietrzak-Flis, Z., Skowrońska-Smolak, M. (1995). Transfer of ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po to plants via root system and above-ground interception. *The Science of the Total Environment*, vol. 162, p. 139-147.
- Pistilli, M. (2013). Uranium Outlook 2013: Rebound on the Horizon. In Uranium Investing News, *Article directory*. <http://uraniuminvestingnews.com/13407/uranium-outlook-2013-rebound-demand-supply-price-market.html> (Page consultée le 15 janvier 2014).
- Poston, T. M. (1982). Observations on the bioaccumulation potential of thorium and uranium in Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 28, p. 682-90.

- Poston, T. M., Hanf, R. W. and Simmons, M. A. (1984). Toxicity of uranium to *Daphnia magna*. *Water, Air and Soil Pollution*, vol., 22, p. 289-98.
- Québec géographique (2013). La nouvelle carte géologique du Québec. *In* Québec géographique, *Géo Info, Chroniques du Québec géographique*.
<http://www.quebecgeographique.gouv.qc.ca/approfondir/bibliotheque/geoinfo/impression-janvier-2013.asp> (Page consultée le 12 janvier 2014).
- Québec. BAPE (s.d.). Concentrations of uranium and other radionuclides in groundwater dewatering waters (include information on %U of the ore body). *In* BAPE, *document déposé, archives*.
<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/archives/oka/docdeposes/documdeposes/DB86.pdf>
 (Page consultée le 12 mars 2014).
- Québec. CEAEQ (2013a). Toxicité du thorium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 32 p.
- Québec. CEAEQ (2013b). Revue de littérature sur la toxicité chimique de l'uranium – Revue de littérature, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 118 p.
- Québec. CEAEQ (2013c). Toxicité du radium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 32 p.
- Québec. CEAEQ (2014a). Procédure d'évaluation préliminaire du risque radiotoxique. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 27 p.
- Québec. CEAEQ (2014b, en révision). Toxicité du radium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Québec. CEAEQ (2014c, en préparation). Toxicité du polonium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Québec. MDDEP (2002a). Évaluation environnementale des projets en milieu nordique. *In* MDDEP, *Évaluation environnementale*. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/evaluations/mil-nordique/deuxregimes.htm> (Page consultée le 21 janvier 2014).
- Québec. MDDEP (2002b). L'évaluation environnementale au Québec méridional. *In* MDDEP, *Évaluation environnementale*. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/evaluations/procedure.htm> (Page consultée le 21 janvier 2014).
- Québec. MDDEP (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. *In* MDDEP.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf (Page consultée le 21 janvier 2014).
- Québec. MRN (2005). Le claim, le bail minier et la concession minière. *In* MRN, *publications en ligne*. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/enligne/mines/claim/index.asp> (Page consultée le 12 janvier 2014).

- Québec. MRN (2010). Les étapes du développement minier et les mesures de contrôle : l'exemple de l'uranium. In Ministère des ressources naturelles (MRN), *Québec mines*. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2010-02/uranium.asp> (Page consultée le 17 janvier 2014).
- Québec. MRN (2011). *Exploration de l'uranium au Québec* [document cartographique]. 1 : 9 000 000, Cartes topographiques du Québec, Direction de l'information géologique du Québec, Tiré de la base de données SIGÉOM.
- Québec. MRN (2013a). Exploration de l'uranium dans la région de la Côte-Nord. In MRN, *Gros plan sur le territoire et ses ressources*. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/presse/dossiers/uranium.jsp#2> (Page consultée le 17 janvier 2014).
- Québec. MRN (2013b). Modalités d'exploration dans les réserves de l'État. In MRN, *Gros plan sur les mines*. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/titres/titres-reserves.jsp> (Page consultée le 20 janvier 2014).
- Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement*, R.R.Q., Q-2, r.24.
- Règlement sur les mines et les usines de concentration d'uranium*, D.O.R.S./2000-206.
- Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure*, c. M-13.1, r. 2.
- Ribera D, Labrot F, Tisnerat G, Narbonne JF. (1996). Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*., Vol. 146, p. 53-89.
- Ripley, EA., Redmann, RE., Crowder, AA. (1996). *Environmental effects of mining*. Delray Beach, (FL), St. Lucie Press, 356 p.
- Ritter, J.B. and Gardner, T.W. (1993). Hydrologic evolution of drainage basins disturbed by surface mining, central Pennsylvania. *Bulletin of the Geological Society of America*, vol. 105, p. 101-115.
- Rose, A.W., and Wright, R. J. (1980). Geochemical exploration models for sedimentary uranium deposits. *Journal of Geochemical Exploration*, vol.13, n° 2-3, p. 153-179.
- Roy, P. et Gosselin, C. (2009) Terres rares et lithium : une nouvelle vague d'exploration au Québec. In MRN, *Québec mines*. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2009-11/terres.asp> (Page consultée le 10 janvier 2014).
- Salbu, B., Lind, O.C., Skipperud, L. (2004). Radionuclide speciation and its relevance in environmental impact assessments. *Journal of Environmental Radioactivity* 74 (2004) 233–242.
- Senes (2008). Environmental Impacts of Different Uranium Mining Processes, prepared for the Government of Alberta Environment, In Government of Alberta, *Environnement*. <http://environment.gov.ab.ca/info/library/8178.pdf> (Page consultée le 18 mars 2014).
- Shahandeh, H., Hossner, L. (2002). Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 141, p.165-180.
- Sheppard, SC., Sheppard, MI., Gallerand, M., Sanipelli, B. (2005). Derivation of ecotoxicity

- thresholds for uranium. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 79, p. 55-83.
- Sierra Club Canada (2013). Cameco's uranium mines trouble both near and far, Cameco's proposed expansion of the world's largest Uranium mines and mills in Northern Saskatchewan. *In* Sierra Club, http://www.sierraclub.ca/sites/sierraclub.ca/files/submission_scc.pdf (Page consultée le 2 avril 2014).
- Srateco (2012a). Mise à jour des ressources minérales du projet Matoush. *In* Srateco Ressources, *Ressources minérales*. <http://www.stratecoinc.com/fr/le-projet-matoush/ressources-minerales.php> (Page consultée le 19 janvier 2014).
- Srateco (2012b). Historique de la production d'uranium au Canada. *In* Ressources Srateco. <http://www.stratecoinc.com/fr/l-uranium/historique-de-la-production-duranium-au-canada.php> (Page consultée le 15 janvier 2014)
- Stokinger, H.E., Baxter, R.C. Dygert H.P et autres. (1953). Toxicity following inhalation for 1 and 2 years. *Pharmacology and toxicology of uranium compounds*. New York, McGraw-Hill, p. 1370-1776.
- Srateco (s. d.). L'uranium, les faits. *In* Ressources Srateco, *Uranium, les faits*. <http://www.stratecoinc.com/data/pdf/luranium-les-faits.pdf> (Page consultée le 22 janvier 2014)
- Thomas, D., Tracey, B., Marshall, H., Norstrom., R. (1992). Arctic terrestrial ecosystem contamination. *The Science of the Total Environment*, vol. 122, p. 135-164.
- Thomas, P. and Thomas, G., (1999). Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium mining operations in northern Saskatchewan, Canada. *Environ Health Perspective*. vol. 107, n^o. 7, p. 527-537.
- Thuro, A., Baumanna, N., Krawczyk-Barscha, E., Brockmann, S., Zimmermann, U., Jenk, U., Weib, B. (2011). Identification of the uranium speciation in an underground acid mine drainage environment. *Geochimica et Cosmochimica* Vol. 75, p. 2200–2212.
- TradeTech (2011). Uranium Primer - Uranium Extraction Methods. *In* Uranium info, *TradeTech*. <http://www.uranium.info/resources/uploaded/TradeTech-UraniumPrimerExtractionMethods.pdf> (Page consultée le 16 janvier 2014).
- Trépanier, M. (2010). Health concerns, expectation and recommendations: Matoush uranium exploration project. Conseil Cri de la santé et des services sociaux de la Baie-James, 20 p.
- UNSCEAR (1993). Sources and effects of ionizing radiation. Rapport à l'Assemblée générale. *In*. UNSCEAR, *Publications*. <http://www.unscear.org/unscear/fr/publications/1993.html> (Page consultée le 12 mars 2014)
- UNSCEAR (1996). Sources and Effects of Ionizing Radiation. A/AC.82/R.549. Report to the general assembly with scientific annexe. United Nations, Vienna, 86 p.
- UNSCEAR (2011). Rapport du Comité Scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants 2010. *In* UNSCEAR http://www.unscear.org/docs/reports/2010/UNSCEAR_2010_Report_M.pdf (Page consultée le 25 avril 2014).

- USDOE (2002). A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. In National Nuclear Security Administration, *archives*. <http://nnsa.energy.gov/sites/default/files/nnsa/inlinefiles/doe%202002a.pdf> (Page consultée le 10 mars 2014).
- USEPA (2004). Draft aquatic life water quality Criteria for Selenium. Washington, (D.C). In USEPA, Office of water. <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/pollutants/selenium/upload/complete.pdf> (Page consultée le 12 mars 2014).
- USEPA (2006). Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials From Uranium Mining Volume 1: Mining and Reclamation Background, Radiation Protection Division, Washington (DC). In EPA, *Radiation protection*. <http://www.epa.gov/radiation/docs/tenorm/402-r-08-005-voli/402-r-08-005-v1.pdf> (Page consultée le 16 avril 2014).
- USEPA (2007). Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials From Uranium Mining Volume 2: Investigation of Potential Health, Geographic, and Environmental Issues of Abandoned Uranium Mines, Radiation Protection Division, Washington (DC). In EPA, *Radiation protection*. <http://www.epa.gov/radiation/tenorm/pubs.html#402-r-08-005ii> (Page consultée le 16 avril 2014).
- USNRC (2014). Glossary. In USNRC, *Glossary*. Washington (DC). <http://www.nrc.gov/reading-rm/basic-ref/glossary.html> (Page consultée le 12 mars 2014).
- Van Netten, C., Morley D.R. (1982). Uptake of uranium and molybdenum from uranium rich soils by barley. *International journal environmental studies*, vol. 19, p. 43-45.
- Vandenhove, H., Gil-Garcia, C., Rigol, A., Vidal, M. (2009). New best estimates for radionuclide solid-liquid distribution coefficients in soils. Part 2. Naturally occurring radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 100, p. 697-703.
- Williamson, J.C., Johnson, D.B. (1991). Microbiology of soils at open-pit mine sites, II. Population transformations occurring following land restoration and the influence of ryegrass fertilizer amendments. *Journal of Soil Science*, vol. 42, no 1, p. 9-15.
- Winde Frank (2006) The Role of Groundwater-Stream Interactions for Uranium Fluxes in Fluvial Systems. In Merkel, B. J. et Hasche-Berger, Uranium in the Environment Mining Impact and Consequences (p. 263-274). Germany, Institute for geology.
- Winfield, M., Jamison, A., Wong, R., Czajkowski, P. (2006). Nuclear Power in Canada: An Examination of Risks, Impacts and sustainability. The Pembina Institute, Canada, 115 p.
- Wiramanaden, C.I.E., Forster E.K. and Liber, K. (2010). Selenium distribution in a lake system receiving effluent from a metal mining and milling operation in Northern Saskatchewan, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 29, no 3, p. 606-616.
- Wise Uranium Project (2010). Impacts of Uranium In-Situ Leaching. In Wise Uranium, *Mining and milling, Impacts*. <http://www.wise-uranium.org/uisl.html> (Page consultée le 10 mars 2014).
- WNA (2010a). Outline History of Nuclear Energy. In WNA, *Information library*. <http://www.world-nuclear.org/info/Current-and-Future-Generation/Outline-History-of-Nuclear-Energy/> (Page consultée le 15 janvier 2014)

- WNA (2010b). Geology of Uranium Deposits. *In WNA, Information library*. <http://www.world-nuclear.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Uranium-Resources/Geology-of-Uranium-Deposits/> (Page consultée le 13 janvier 2014)
- WNA (2011). Environmental Aspects of Uranium Mining. *In WNA, Information Library*. <http://world-nuclear.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Mining-of-Uranium/Environmental-Aspects-of-Uranium-Mining/> (Page consultée le 12 mars 2014).
- WNA (2013). Plans For New Reactors Worldwide. *In WNA, Information library*. <http://www.world-nuclear.org/info/Current-and-Future-Generation/Plans-For-New-Reactors-Worldwide/> (Page consultée le 13 janvier 2014)
- WNA (2014a). Uranium in Canada. *In WNA, Information library*. <http://www.world-nuclear.org/info/Country-Profiles/Countries-A-F/Canada--Uranium/> (Page consultée le 13 janvier 2014)
- WNA (2014b). In Situ Leach (ISL) Mining of Uranium. *In WNA, Information library*. <http://www.world-nuclear.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Mining-of-Uranium/In-Situ-Leach-Mining-of-Uranium/> (Page consultée le 13 février 2014)
- WNA (s.d.). Sustaining Global Best Practices in Uranium Mining and Processing, Principles for Managing Radiation, Health and Safety, Waste and the Environment. London (UK), 12 p.
- Zavodska, L., Kosorinova, E., Scerbakova et L., Lesny, J. (2008). Environmental chemistry of uranium. The 'Hungarian Electronic Journal of Sciences. HEJ Manuscript no. : ENV-081221-A, 1-19.

BIBLIOGRAPHIE

Canada. Environnement Canada (2009). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux.
In Environnement Canada, *Directives, Objectifs et Codes de pratiques*.
<http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (Page consultée le 23 mars 2014).

Loi sur la protection des eaux navigables, L.R.C. 1985, c. N-22.

Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires, L.C. 1997, c. 9.

Loi sur les espèces en péril, L.C. 2002, c. 29.

Loi sur les ressources en eau du Canada, L.R.C. 1985, c. C-11.

Règlement de transport des matières radioactives, 2005, TS- r.1

Règlement général sur la sûreté et la réglementation nucléaire, D.O.R.S./2000-202.

Règlement sur l'emballage et le transport des substances nucléaires, D.O.R.S./2000-208.

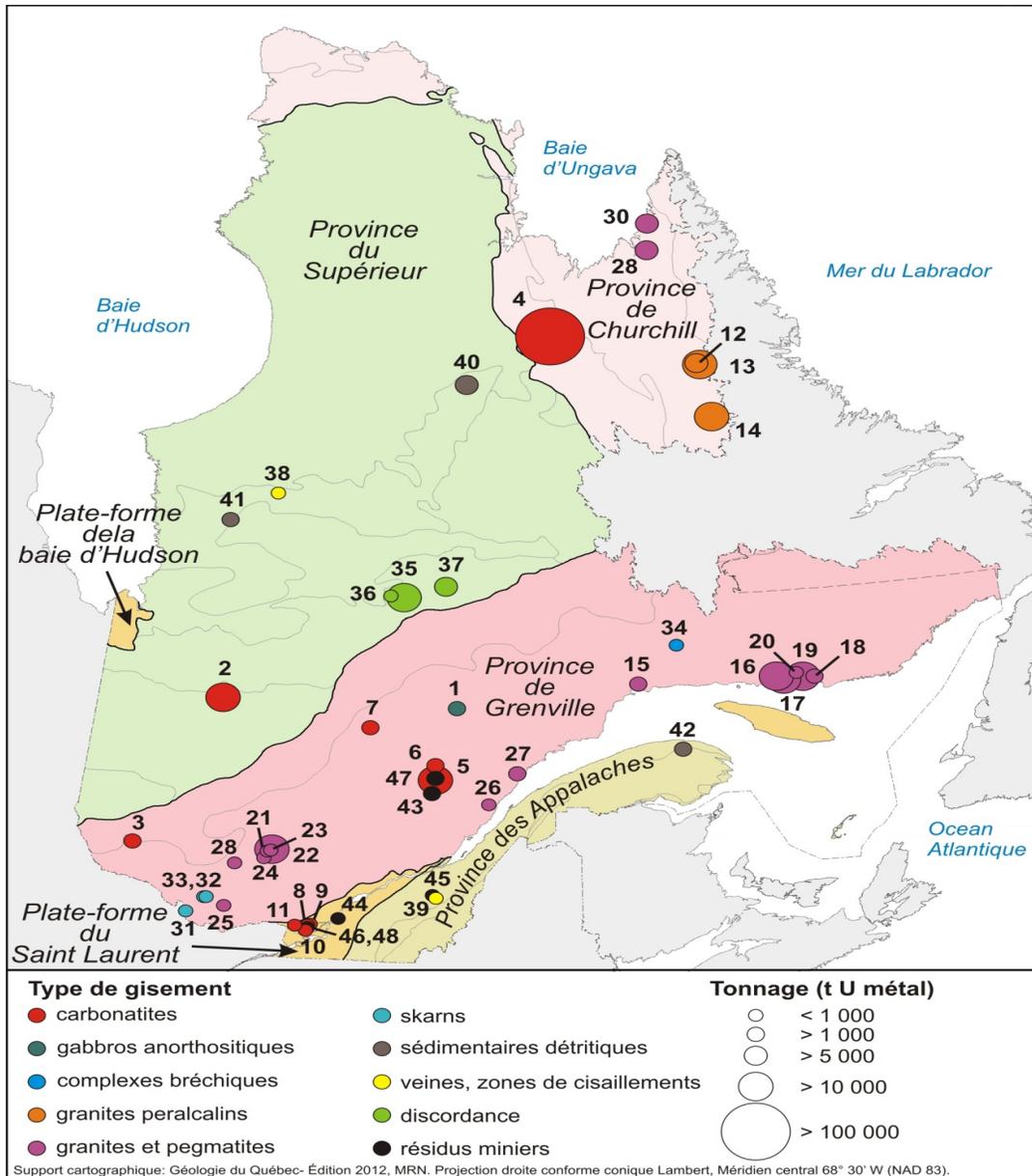
Règlement sur les effluents des mines de métaux, DORS /2002-222.

Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine, c. A-18.1, r. 7.

Règlement sur les substances nucléaires et les appareils à rayonnement, D.O.R.S./2000-207.

ANNEXE 1 – CARTE DES GISEMENTS D'URANIUM EN EXPLORATION AU QUÉBEC

(tirée de : Jébrak et autres, 2013, p. 56)



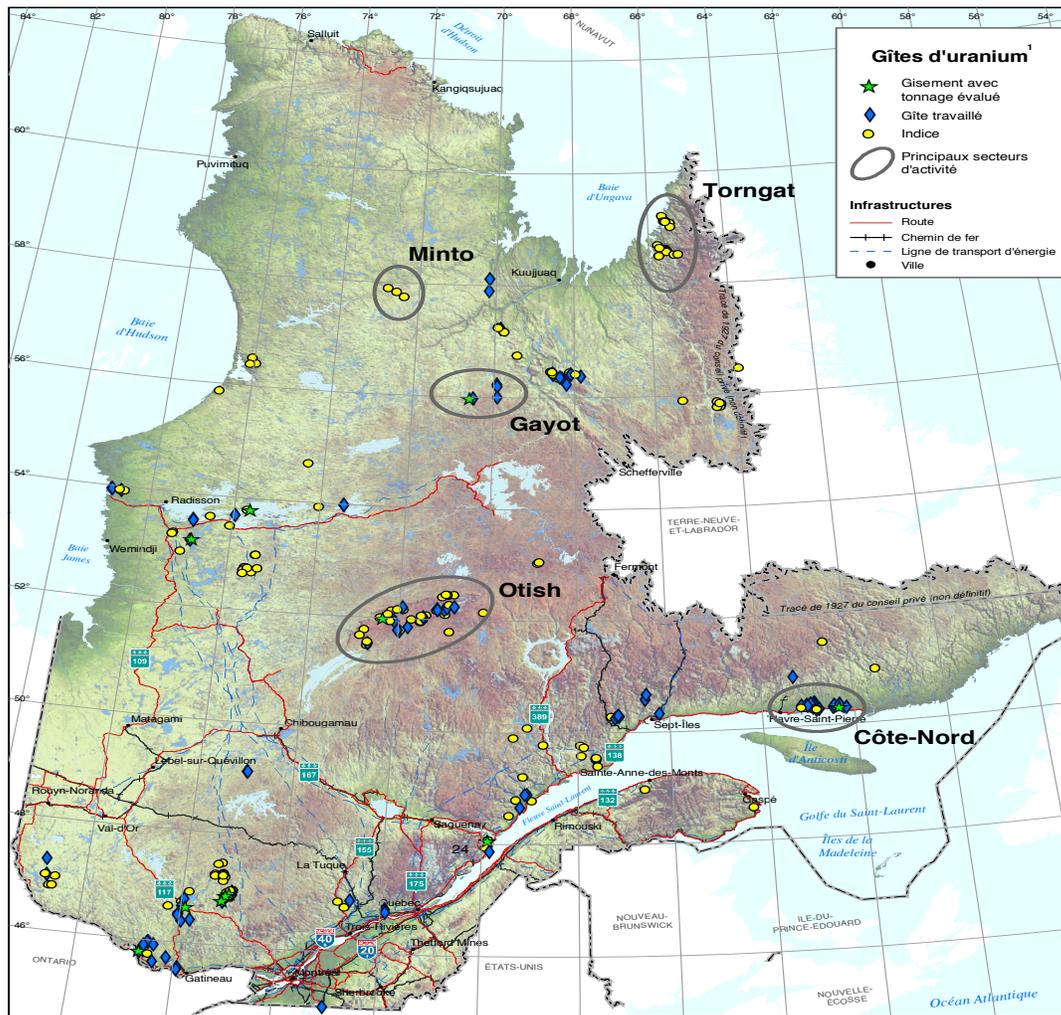
Note sur les secteurs géologiques du Québec

Afin de localiser les gisements miniers dans leur contexte géologique, il est important de savoir que le territoire québécois est divisé en huit secteurs géologiques distincts : la Province du Supérieur, la Province de Churchill, la province de Grenville, la province des Appalaches, la province de Nain, la plateforme du Saint-Laurent, les intrusions montérégiennes et la plateforme de la Baie d'Hudson (Québec géographique, 2013). Ainsi, chacun possède des caractéristiques géologiques particulières qui permettent d'analyser les types de ressources minérales probables dans les régions.

ANNEXE 2 – CARTE DES PRINCIPAUX SECTEURS D'ACTIVITÉS D'EXPLORATION DE L'URANIUM

(Tirée de : MRN, 2011)

Exploration de l'uranium au Québec



0 150 km
1/9 000 000

Production
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de l'information géologique du Québec
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.
© Gouvernement du Québec, juin 2011
¹ Tiré de la base de données SIGÉOM

Ressources naturelles
et Faune
Québec