

## Étude sur l'état des connaissances, les impacts et les mesures d'atténuation de l'exploration et de l'exploitation des gisements d'uranium sur le territoire québécois

### Rapport préparé à l'intention du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec et du ministère des Ressources naturelles du Québec

Auteurs (dans l'ordre alphabétique) :

Georges Beaudoin, Géo., Ph.D. (géologie et génie géologique), Université Laval

Kristina Maud Bergeron, Ph.D., Chaire en entrepreneuriat minier UQAT-UQAM, UQAM

Michel Jébrak, Géo., D.Sc. (sciences de la Terre et de l'atmosphère), UQAM

Julia King, M.Sc. (géologie et génie géologique), Université Laval

Dominic Larivière, Ph.D. (chimie), Université Laval

Annie Michaud, M.Sc. (chimie), Université Laval

Pierre-Alain Wülser, Ph.D. (sciences de la Terre et de l'atmosphère), UQAM

Date : 10 avril 2014



UNIVERSITÉ  
LAVAL

UQÀM

## AVANT-PROPOS

Ce rapport a été préparé à l'intention du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP) et du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) mais il n'engage en rien ces derniers. Il est préparé en vue de la tenue, par le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, d'une enquête et d'une audience publique sur les impacts environnementaux, sociaux et économiques liés à l'exploration et l'exploitation de l'uranium. Cette démarche aura pour but d'informer la population concernant les enjeux, de la consulter et d'éclairer le gouvernement dans sa réflexion quant à l'avenir de cette filière et la protection de l'environnement.

Ce rapport est réalisé par le réseau d'innovation DIVEX (Diversification de l'exploration au Québec), sous la responsabilité des professeurs Georges Beaudoin (Université Laval), Dominic Larivière (Université Laval) et Michel Jébrak (UQAM). DIVEX est un réseau d'innovation appuyé par le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT). Le réseau DIVEX comprend des chercheurs et des étudiants issus des sept universités québécoises qui ont des activités de formation et de recherche dans le domaine des ressources minérales.

Toute référence à une loi ou une réglementation n'est présentée qu'à titre informatif. Ces références ne peuvent être utilisées pour prendre des décisions ou poser des actions. Les lecteurs et lectrices sont donc appelés à se référer aux textes de lois originaux pour obtenir des informations ayant force de loi.

## PRÉSENTATION DES AUTEURS

Georges Beaudoin, géologue, Ph. D.

Georges Beaudoin est titulaire d'un doctorat en géologie de l'Université d'Ottawa. Depuis 1993, il est professeur au Département de géologie et de génie géologique de l'Université Laval. Il se spécialise dans les processus qui forment les gites minéraux et dans les méthodes d'exploration minérale. On lui doit le développement des méthodes utilisant les oxydes de fer comme minéraux indicateurs en exploration. Il s'intéresse aussi à la capture du CO<sub>2</sub> atmosphérique dans les résidus miniers. Auteur de plus de 70 publications scientifiques dans le domaine des ressources minérales, il est titulaire de la Chaire de recherche industrielle CRSNG—Agnico-Eagle en exploration minérale. Il est directeur du réseau d'innovation DIVEX et éditeur de *Mineralium Deposita*, une des trois principales revues scientifiques internationales dans le domaine des gites minéraux.

Kristina Maud Bergeron, Ph. D.

Kristina Maud Bergeron détient un doctorat en science politique de l'Université McMaster. Elle est chercheuse à la Chaire en entrepreneuriat minier UQAT-UQÀM depuis 2012. Ses sujets de recherche comprennent l'acceptabilité sociale, la responsabilité sociale des entreprises et les relations entre les sociétés minières et les communautés autochtones et non autochtones. Au cours des dernières années, elle a travaillé comme analyste politique à l'Institut national de santé publique du Québec, au sein de l'équipe Politiques publiques favorables à la santé, et à titre de chargée de cours à l'Université Carleton. Elle a aussi réalisé des mandats de recherche portant sur la santé mondiale et d'autres enjeux internationaux.

Michel Jébrak, géologue, Ph. D.

Michel Jébrak est titulaire de deux doctorats de l'Université d'Orléans. Il a travaillé en exploration minérale en Europe, en Amérique du Nord, en Australie et en Afrique pour les gouvernements français et marocains et comme consultant auprès de nombreuses compagnies canadiennes et étrangères, y compris des entreprises de la filière uranium. Depuis 1987, il est professeur en géologie des ressources minérales à l'UQAM, où il a dirigé des travaux théoriques sur des gites d'uranium. Il y a aussi été vice-recteur à la recherche et à la création. Auteur de plus de 80 publications scientifiques dans le domaine des ressources minérales, il a contribué au développement de la recherche au Québec par la création de consortiums entreprises-universités (Consorem, Divex). Il est cotitulaire de la Chaire en entrepreneuriat minier UQAT-UQAM.

Julia King, M. Sc.

Julia King possède une maîtrise en géologie de l'Université McGill, où elle a développé une expertise en matière de gisements épithermaux ainsi qu'en chimie de la pyrite. Elle a travaillé dans l'industrie de l'exploration minérale, tant en laboratoire que sur le terrain. Elle a participé à des projets d'exploration pour l'or, le cuivre, le nickel et d'EGP partout dans le monde. Depuis 2011, elle est professionnelle de recherche, coordonnatrice du réseau DIVEX (Diversification de l'exploration au Québec), pour lequel elle organise des cours intensifs, des ateliers et des projets dont le but est de faire progresser les connaissances en exploration minérale grâce à la recherche et la formation dans les universités québécoises.

Dominic Larivière, chimiste, Ph. D.

Dominic Larivière est titulaire d'un doctorat en sciences environnementales de l'Université Trent. Ses travaux de recherche portent sur le développement de méthodes analytiques pour la détection de faibles quantités de radionucléides dans l'environnement. Depuis 2008, il est professeur en chimie à l'Université Laval, où il enseigne la chimie analytique, la chimie environnementale et la radioécologie aux trois cycles universitaires. Auteur de plus de 30 publications scientifiques dans le domaine de la chimie radioanalytique et environnementale associée à la radioactivité naturelle et anthropique, il est depuis 2009 le directeur du Laboratoire de radioécologie de l'Université Laval qui se spécialise dans l'étude du comportement des radionucléides dans l'environnement.

Annie Michaud, chimiste, M. Sc.

Annie Michaud possède une maîtrise en chimie inorganique de l'Université de Montréal. Elle a travaillé pendant plusieurs années dans divers laboratoires sur la synthèse de matériaux organiques et inorganiques. Depuis 2011, elle est professionnelle de recherche au Laboratoire de radioécologie de l'Université Laval sous la direction du professeur Larivière. Ses travaux portent principalement sur le suivi des radionucléides dans l'environnement à proximité d'installations nucléaires et sur le développement de nouvelles méthodes analytiques pour la quantification et la caractérisation du radium et des actinides présents dans l'environnement.

Pierre-Alain Wülser, Ph. D.

Pierre-Alain Wülser a obtenu le Prix spécial du département de chimie de l'état solide de l'Institut Max Planck de Stuttgart (Allemagne) en 1997 pour ses recherches sur les minéraux uranifères réfractaires, un diplôme de géologue de l'Université de Lausanne (Suisse) en 2002, puis un doctorat en géologie de l'Université d'Adélaïde (Australie) en 2009. Il a travaillé comme chercheur en minéralogie au musée de géologie de Lausanne entre 1997 et 2002, puis comme consultant en exploration pour le diamant, le cuivre, l'uranium et l'or, principalement en Australie entre 2009 et 2011. Depuis 2011, il est gérant chez AUSTRALP SARL (Suisse). Il a donné le cours sur les gites métallifères à l'Université du Québec à Montréal en 2013.

## RÉSUMÉ

L'uranium est un métal radioactif présent en faible concentration dans les roches, l'eau, les sols et les organismes. L'uranium naturel comporte trois isotopes :  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ . Le noyau atomique de chaque isotope d'uranium se transforme selon une chaîne de désintégration composée d'éléments qui possèdent des périodes radioactives fixes, représentées par leur demi-vie. La désintégration nucléaire de l'uranium libère de l'énergie sous la forme de rayonnement ionisant alpha, bêta ou gamma. Chaque type de rayonnement possède une énergie qui varie selon le réarrangement nucléaire qui lui est associé.

L'uranium est exploité dans 22 pays en tant que substance principale ou en coproduit de l'exploitation d'autres substances, dont le phosphore ou les terres rares. Il est obtenu par lixiviation *in situ*, ou extrait de mines souterraines ou à ciel ouvert. L'uranium est utilisé pour produire des isotopes radioactifs utiles dans plusieurs secteurs de la médecine et de l'agroalimentaire. Sa principale utilisation civile est la production d'énergie électrique (représentant 12 % de la production mondiale d'électricité). Il y a 440 centrales électriques qui utilisent l'énergie nucléaire dans le monde, et elles consomment environ 64 000 tonnes d'uranium par année. Le prix de l'uranium est déterminé par l'offre et la demande. La demande mondiale est en croissance, ce qui explique les prix élevés actuels. Plusieurs projets miniers en développement dans le monde possèdent des ressources en uranium suffisantes pour répondre à la demande anticipée à moyen terme.

Le potentiel uranifère du Québec est élevé. Le contexte géologique permet d'anticiper la présence de minéralisations uranifères dans les grès, semblables à celles du Colorado et de la Saskatchewan, dans les conglomérats, et dans des roches magmatiques et métamorphiques, telles celles de la Namibie. Au Québec, les ressources uranifères sont estimées à 315 000 tonnes d'uranium dont 89 % sont associées à des roches magmatiques à faible teneur. Environ 5 % des ressources en uranium se trouvent dans les grès du bassin sédimentaire des monts Otish, au nord de Chibougamau.

Au Québec, l'exploration, l'exploitation et la restauration des sites miniers sont encadrés par la Loi sur les mines et par la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE). Entre autres, tous les projets d'ouverture et d'exploitation d'une mine d'uranium ou tous les projets de construction d'une usine de traitement d'uranium sont assujettis à une procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement en vertu de la LQE. De plus, tous les projets qui impliquent un seuil de radioactivité doivent être autorisés par la Commission canadienne de sûreté nucléaire et sont assujettis à la Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires et la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale.

La dose annuelle de radiation reçue par un organisme s'exprime en sievert (Sv). Tout dépendant de leur position géographique, les humains reçoivent une dose annuelle d'environ 3,5 millisievert (mSv). De ce nombre, environ 2 mSv sont issus de la radioactivité naturelle (provenant de l'uranium, du thorium, du potassium et d'autres éléments radioactifs présents dans l'environnement), et 1,5 mSv sont d'origine anthropique et principalement associés à des applications médicales. Le Canada autorise une dose additionnelle de 1,0 mSv par année pour la population exposée au rayonnement issu d'installations nucléaires, ce qui inclut l'exploration et l'exploitation des mines contenant de l'uranium.

La toxicité chimique de l'uranium est identique pour chacun de ses isotopes, contrairement à sa toxicité radiologique, qui varie d'un isotope à l'autre. L'uranium est faiblement radioactif, de sorte que son impact

environnemental est surtout lié à sa toxicité chimique. Si l'uranium est peu bioaccumulable dans les végétaux, il peut être concentré dans des organismes de niveaux trophiques inférieurs, comme les invertébrés. Les descendants de l'uranium, tel le polonium, ont aussi une toxicité qui peut être chimique et radiologique. Au stade de l'exploration minière, l'impact environnemental est faible et se limite aux activités de forage, si une minéralisation uranifère est recoupée. L'impact environnemental peut être réduit par la recirculation en circuit fermé des eaux de forage, tandis que les boues de forage excédant le seuil de radioactivité devraient être retournées dans le trou. Après le forage, les intervalles présentant une minéralisation en uranium devraient être cimentés pour éviter la contamination des eaux souterraines et l'émission de radon. Durant l'exploitation d'une mine d'uranium, on peut réduire les impacts environnementaux en évitant le transport de poussières par le vent et en ventilant adéquatement les espaces clos afin d'éviter l'accumulation de radon. Il faut traiter l'eau du site d'exploitation afin d'en retirer les radionucléides et autres éléments chimiques dont les concentrations dépassent les limites autorisées. Le minerai d'uranium est communément concentré sur le site de la mine. Il est possible de réduire l'impact environnemental du traitement du minerai en ventilant les espaces pour éviter l'accumulation de radon, en évitant la mise en suspension de particules fines, et en recirculant les eaux de procédé pour limiter le volume d'effluent à traiter. Les résidus miniers sont entreposés de manière à éviter la dispersion des particules de radionucléides par le vent et à prévenir le drainage minier contaminé. Lors de la restauration du site d'exploitation, l'entrée des ouvrages souterrains doit être bétonnée. La surface des parcs à résidus restaurés doit être recouverte d'une couche d'eau, ou d'un autre matériau, suffisamment épaisse pour absorber le rayonnement ionisant, issu des radionucléides descendants de l'uranium.

## TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos.....	i
Présentation des auteurs .....	ii
Résumé .....	iv
Table des matières.....	vi
Liste des figures .....	x
Liste des tableaux .....	xi
Glossaire .....	xiii
<b>1 Introduction.....</b>	<b>20</b>
<b>2 L'uranium et la radioactivité.....</b>	<b>22</b>
<b>2.1 L'uranium dans l'environnement .....</b>	<b>23</b>
<b>2.2 La Radioactivité.....</b>	<b>24</b>
2.2.1 L'atome et la chaîne de désintégration des noyaux instables.....	24
2.2.2 Les types de rayonnements ionisants .....	27
2.2.3 L'activité.....	28
2.2.3.1 L'activité d'un radionucléide pur.....	28
2.2.3.2 L'activité massique d'un radionucléide dans un solide .....	29
<b>2.3 Risques potentiels associés aux substances radioactives .....</b>	<b>29</b>
<b>2.4 Dose de radiation.....</b>	<b>29</b>
2.4.1 Radiations de sources naturelles et artificielles .....	30
2.4.1.1 La radioactivité de source naturelle .....	30
2.4.1.2 La radioactivité de source artificielle .....	31
<b>2.5 Les caractéristiques chimiques de l'uranium et sa mobilité dans l'environnement .....</b>	<b>33</b>
2.5.1 Le degré d'oxydation .....	33
2.5.2 La spéciation .....	33
2.5.3 La sorption .....	34
2.5.4 La géomicrobiologie.....	34
2.5.5 La biodisponibilité.....	35
<b>2.6 Mobilité du thorium et des descendants de l'uranium : radium, polonium et plomb .....</b>	<b>37</b>
<b>3 L'uranium dans la société .....</b>	<b>38</b>
3.1 À quoi sert l'uranium? .....	39
3.2 Quelle est la consommation mondiale d'uranium et comment évoluera-t-elle? .....	39
3.3 Quelles sont les sources d'uranium? .....	41
3.4 La production de l'uranium.....	42
3.4.1 La production d'uranium dans le monde .....	42
3.4.2 Comment exploite-t-on l'uranium?.....	43
3.5 L'évolution des prix de l'uranium.....	44
<b>4 L'industrie uranifère au Québec .....</b>	<b>48</b>

<b>4.1</b>	<b>Entreprises d'exploration .....</b>	<b>49</b>
<b>4.2</b>	<b>Utilisation de l'uranium dans la filière de l'énergie nucléaire.....</b>	<b>49</b>
4.2.1	Production d'électricité et construction de réacteurs nucléaires.....	50
4.2.2	Installation de traitement de l'uranium et de fabrication de combustible.....	50
4.2.3	Réacteur de recherche .....	51
4.2.4	Déchets et matériaux radioactifs en provenance de la filière nucléaire.....	51
<b>5</b>	<b>Les ressources uranifères au Québec .....</b>	<b>52</b>
<b>5.1</b>	<b>Typologie des gisements d'uranium .....</b>	<b>53</b>
5.1.1	Les gisements associés aux discordances.....	53
5.1.2	Les gisements de type IOCG .....	55
5.1.3	Les gisements dans les conglomérats.....	55
5.1.4	Les gisements magmatiques.....	56
<b>5.2</b>	<b>Les autres types de gisements d'uranium.....</b>	<b>56</b>
<b>5.3</b>	<b>Le potentiel géologique du Québec.....</b>	<b>57</b>
5.3.1	La province de Churchill et la ceinture du Labrador.....	60
5.3.2	La province de Grenville .....	60
5.3.3	Les bassins protérozoïques dans la province du Supérieur.....	61
5.3.4	Complexes alcalins.....	61
<b>5.4</b>	<b>Ressources uranifères en coproduit et résidus miniers .....</b>	<b>61</b>
<b>5.5</b>	<b>Les projets d'exploration pour l'uranium au Québec .....</b>	<b>65</b>
<b>5.6</b>	<b>Potentiel de production d'uranium du Québec.....</b>	<b>67</b>
<b>5.7</b>	<b>La position québécoise sur le plan mondial .....</b>	<b>69</b>
<b>6</b>	<b>Permis et autorisations pour les projets miniers uranifères au Québec .....</b>	<b>71</b>
<b>6.1</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>72</b>
<b>6.2</b>	<b>Avant l'exploration.....</b>	<b>75</b>
<b>6.3</b>	<b>Exploration .....</b>	<b>75</b>
<b>6.4</b>	<b>Exploration avancée .....</b>	<b>76</b>
<b>6.5</b>	<b>Avant la construction .....</b>	<b>79</b>
<b>6.6</b>	<b>Construction et développement du site .....</b>	<b>81</b>
<b>6.7</b>	<b>Avant l'exploitation.....</b>	<b>81</b>
<b>6.8</b>	<b>Exploitation .....</b>	<b>81</b>
<b>6.9</b>	<b>Fermeture.....</b>	<b>82</b>
<b>6.10</b>	<b>Restauration et suivi du site.....</b>	<b>82</b>
<b>6.11</b>	<b>La consultation des nations autochtones.....</b>	<b>83</b>
<b>7</b>	<b>Inventaire des impacts potentiels de la filière uranifère.....</b>	<b>84</b>
<b>7.1</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>85</b>
<b>7.2</b>	<b>Toxicité radiologique et chimique de l'uranium et de ses descendants.....</b>	<b>85</b>
7.2.1	Radiotoxicité de l'uranium .....	85
7.2.2	Toxicité chimique de l'uranium .....	85
7.2.2.1	Chez les plantes .....	86

7.2.2.2	Chez les animaux et les humains.....	86
7.2.3	Radiotoxicité des poussières radioactives et du radon .....	87
7.2.3.1	Les poussières radioactives .....	87
7.2.3.2	Le radon-222 .....	87
7.2.4	Radiotoxicité et toxicité chimique des autres éléments .....	89
7.2.4.1	Le thorium .....	89
7.2.4.2	Les descendants : radium, polonium et plomb .....	89
<b>7.3</b>	<b>Bioaccumulation et bioconcentration de l'uranium dans les chaînes alimentaires et son impact sur la toxicité .....</b>	<b>90</b>
7.3.1	Transfert des radionucléides aux végétaux.....	91
7.3.1.1	Bioaccumulation de l'uranium chez certaines espèces végétales.....	92
7.3.1.2	Impact sur la toxicité .....	93
7.3.2	Transfert des radionucléides aux animaux.....	93
7.3.2.1	Bioaccumulation et toxicité de l'uranium chez les animaux .....	93
7.3.2.2	Transfert des radionucléides aux microorganismes.....	94
7.3.2.3	Bioaccumulation et toxicité de l'uranium chez les microorganismes .....	94
<b>7.4</b>	<b>Industrie minérale et sources d'impact .....</b>	<b>95</b>
7.4.1	Exploration.....	95
7.4.2	Construction du site.....	95
7.4.3	Exploitation.....	95
7.4.3.1	Extraction du minerai dans les mines à ciel ouvert ou souterraines.....	96
7.4.3.2	Extraction du minerai par Lixiviation <i>in situ</i> .....	97
7.4.4	Concentration de l'uranium : isolation chimique de l'uranium du minerai .....	98
7.4.5	Restauration du site et démantèlement .....	98
<b>7.5</b>	<b>Évaluation des effets potentiels à court, moyen et long terme.....</b>	<b>99</b>
7.5.1	Le stockage des résidus miniers et d'usage.....	99
7.5.1.1	Impacts à court et moyen terme liés à l'étape d'exploitation .....	99
7.5.1.2	Impacts à long terme.....	100
7.5.2	Les effluents.....	102
7.5.2.1	Impacts liés à l'étape d'exploitation.....	103
7.5.3	Les rejets atmosphériques.....	104
7.5.3.1	Impacts à court et moyen terme liés à l'étape d'exploitation .....	105
7.5.3.2	Impacts à long terme.....	107
<b>8</b>	<b>Mesures de protection de l'environnement pour la filière uranifère .....</b>	<b>108</b>
<b>8.1</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>109</b>
<b>8.2</b>	<b>Programmes de gestion de l'environnement au Canada et sur la scène internationale .....</b>	<b>109</b>
8.2.1	ISO 14001.....	110
8.2.2	Règlementation gouvernementale.....	110
8.2.3	Exemple de codes environnementaux et de protection .....	111
<b>8.3</b>	<b>Mesures de prévention et d'atténuation.....</b>	<b>113</b>
8.3.1	La qualité de l'air .....	113
8.3.1.1	Provenance et composition des émissions atmosphériques .....	113
8.3.1.2	Prévention : contact indirect avec les émissions atmosphériques .....	113

8.3.1.3	Prévention : ventilation des sites miniers .....	114
8.3.1.4	Suivi et évolution prévue du milieu biophysique .....	115
8.3.1.5	Concentrations atmosphériques de divers radionucléides .....	116
8.3.2	Le traitement et les caractéristiques physico-chimiques des eaux de rejet .....	117
8.3.2.1	Provenance et composition des eaux de rejet .....	117
8.3.2.2	Traitement des eaux de rejet .....	118
8.3.2.3	Types de traitements possibles pour les eaux de rejet .....	119
8.3.2.4	La qualité des eaux souterraines et de surface .....	119
8.3.2.5	Évolution prévue du milieu biophysique .....	122
8.3.2.6	Restauration des eaux .....	123
8.3.3	Les résidus miniers acidogènes, radioactifs, à risques élevés .....	124
8.3.3.1	Provenance et composition chimique des résidus miniers .....	124
8.3.3.2	Gestion des résidus miniers .....	124
8.3.3.3	Mesures d'atténuation visant à prévenir la contamination par les résidus miniers .....	126
8.3.3.4	Restauration: exemples de sites .....	127
8.3.4	Présence d'autres produits chimiques sur les sites miniers .....	130
8.3.5	Risques d'impacts chez les populations et les organismes exposés .....	131
8.3.5.1	Les doses radiologiques susceptibles d'être reçues par les travailleurs .....	131
8.3.5.2	Mesures de prévention pour la santé des travailleurs .....	134
8.3.5.3	Les travailleurs au stade de l'exploration minérale .....	135
8.3.5.4	Les travailleurs du secteur minier .....	138
8.3.5.5	Populations locales .....	139
8.3.5.6	La faune et la flore .....	142
8.3.6	Transport du matériel radioactif .....	144
<b>9</b>	<b>Conclusions .....</b>	<b>146</b>
	<b>Références .....</b>	<b>149</b>
	<b>Annexe 1 – Règlements et lois canadiens et internationaux .....</b>	<b>161</b>

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Schéma de l'industrie nucléaire. Les étapes décrites dans ce rapport sont en vert, les étapes qui utilisent du combustible à l'uranium naturel et qui constitue la spécialité du Canada sont en rouge et les étapes qui se fait ailleurs sont en noir. Au Canada, l'étape de conversion génère deux types de produits : du UO <sub>2</sub> et du UF <sub>6</sub> . Le UO <sub>2</sub> est envoyé directement aux usines de fabrication de combustible pour produire du combustible à l'uranium naturel (non enrichi). Seul le UF <sub>6</sub> est envoyé à l'enrichissement. Il importe aussi de souligner qu'il n'y a pas d'usine d'enrichissement au Canada et que le UF <sub>6</sub> est exporté vers des pays qui disposent d'installations d'enrichissement. ....	21
Figure 2.1 : Représentation schématique de l'atome. ....	24
Figure 2.2 : Représentation du temps de demi-vie. ....	27
Figure 2.3 : Pouvoir de pénétration des différents types de rayons ionisants. ....	28
Figure 2.4 : Dose efficace annuelle moyenne de source naturelle. ....	31
Figure 3.1 : Production annuelle d'uranium actuelle et prévue et besoins estimatifs des réacteurs nucléaires dans le monde jusqu'en 2035. ....	40
Figure 3.2 : Les dix principaux pays producteurs d'uranium dans le monde. ....	42
Figure 3.3 : Carte des principaux gisements d'uranium, des grands pays producteurs et des pays disposant de centrales nucléaires dans le monde, en 2012. ....	43
Figure 3.4 : Évolution de la production primaire (en vert), de la consommation (tireté bleu) et des prix de l'uranium et du pétrole depuis 1945. La zone en rose correspond à la variation des prix entre les marchés au comptant et à terme de l'uranium. ....	45
Figure 3.5 : Évolution des prix à terme et au comptant de l'uranium depuis 1980. ....	46
Figure 5.1 : Position schématique des différents types de gisements d'uranium. ....	53
Figure 5.2 : Position en profondeur des minéralisations d'uranium de type discordance dans le bassin de l'Athabasca (Saskatchewan) et période de découverte : les gisements les plus riches et les plus profonds ont été découverts plusieurs dizaines d'années après le début de l'exploration. Ma : million d'années. ....	54
Figure 5.3 : Les gisements dans les grès et sous discordance. ....	55
Figure 5.4 : Teneur en uranium des sédiments de fond de lac et localisation des minéralisations d'uranium. ....	63
Figure 5.5 : Localisation des ressources d'uranium au Québec. ....	64
Figure 7.1 Procédé traditionnel de l'extraction et de la transformation du minerai d'uranium. ....	96
Figure 7.2 : Teneur en U total, en <sup>230</sup> Th et en <sup>226</sup> Ra dans les lichens en fonction de la distance (en km) par rapport à l'usine de Cluff Lake. ....	106
Figure 8.1 : Tendence des doses moyennes reçues à l'exploitation de Cluff Lake. ....	128
Figure 8.2 : Tendence des doses moyennes reçues à l'exploitation de McClean Lake. ....	134

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Concentration de l'uranium naturel dans l'environnement.....	24
Tableau 2.2a : Chaîne de désintégration des isotopes 238 et 235 de l'uranium. ....	25
Tableau 2.2b : Chaîne de désintégration de l'isotope 232 du thorium.....	26
Tableau 2.3 : Caractéristiques des différents isotopes de l'uranium naturel. ....	26
Tableau 2.4 : Facteurs de pondération pour l'établissement des doses équivalentes. ....	30
Tableau 2.5 : Dose transmise aux organes selon le type d'examen radiologique. ....	32
Tableau 2.6 : Contributions des diverses sources de radiations au Canada. ....	32
Tableau 2.7 : Résumé des caractéristiques de l'uranium et de procédés qui influent sur sa mobilité dans l'environnement.....	36
Tableau 3.1 : Sources d'uranium.....	41
Tableau 4.1 : Les activités de l'industrie de l'uranium au Canada en 2013. Le chiffre entre parenthèses correspond à l'installation située au Québec.....	50
Tableau 5.1 : Projets d'exploration pour l'uranium au Québec (au 29 juillet 2013). ....	66
Tableau 5.2 : Inventaire des ressources minérales en uranium du Québec (2013).....	68
Tableau 5.3 : Typologie des gisements mondiaux et canadiens, et comparaison avec le Québec. ....	69
Tableau 5.4 : Nombre de gisements recensés dans le monde ayant des réserves prouvées d'uranium, en fonction de la teneur et du tonnage d'uranium. Aux fins de comparaison, le nombre de gites au Québec avec des ressources uranifères est indiqué entre parenthèses. Il est à noter que les gisements à teneur moyenne à forte (> 0,1 %) sont peu nombreux dans l'état des travaux d'exploration actuels. ....	70
Tableau 6.1 : Synthèse de l'application des principales lois et règlements suivant les étapes d'exploration et d'exploitation de l'uranium.....	74
Tableau 7.1 : Teneurs en radionucléides (uranium-238, thorium-232 et leurs descendants) dans l'eau et certaines denrées. ....	88
Tableau 7.2 : Les principales voies de transfert des radionucléides aux végétaux. ....	91
Tableau 7.3 : Exposition de divers organismes vivants aux radionucléides. ....	93
Tableau 7.4 : Teneurs en radionucléides à l'intérieur de zones contaminées au Portugal.....	101
Tableau 7.5 : Teneurs en radionucléides mesurées dans des eaux souterraines provenant de fosses à solide. ....	102
Tableau 7.6 : Teneurs en plomb-210, en polonium-210 et en uranium naturel observées dans les environs de l'ancien site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake, en Ontario. ....	104
Tableau 7.7 : Mesures des particules en suspension sur le site minier Cluff Lake et concentrations de référence. .	106
Tableau 8.1 : Valeurs de référence de la radioactivité atmosphérique calculées et valeurs observées. ....	117
Tableau 8.2 : Résultats d'analyses effectuées en 2006 sur les anciens sites miniers français La Crouzille et Du Cellier, et concentrations de référence.....	121
Tableau 8.3 : Exemples de débits de dose. ....	126
Tableau 8.4 : Classification des doses annuelles par catégorie d'emploi pour tout le Canada.....	132
Tableau 8.5 : Caractérisation de diverses doses de radiations reçues selon la période d'exposition. ....	132
Tableau 8.6 : Seuils d'intervention pour les contrôles de la radioprotection (cpm = coups par minute; DEP = dosimètres électroniques personnels; DTL = dosimètres thermoluminescents).....	136
Tableau 8.7 : Précautions à prendre, à chaque étape de l'exploration minière pour l'uranium, afin d'éviter la contamination des travailleurs et de l'environnement. ....	137
Tableau 8.8 : Limites de doses pour les travailleurs du secteur nucléaire, une comparaison entre le Canada et l'Australie. ....	139
Tableau 8.9 : Activités de divers radionucléides dans des poissons provenant de la région d'Elliot Lake, Ontario. .	141
Tableau 8.10 : Situations présentant un risque de mortalité de 1 sur 1 000 000.....	142

Tableau 8.11 : Débits de dose mesurés à divers endroits et conséquences pour différents organismes. .... 143

## GLOSSAIRE

Actinides	Famille des éléments chimiques radioactifs dont les numéros atomiques vont de 89 à 103. Seuls les quatre premiers, soit l'actinium, le thorium, le protactinium et l'uranium existent à l'état naturel.
Activité	<p>Taux auquel des transformations naturelles, dites désintégrations, se produisent dans les noyaux de certains atomes. L'activité d'un élément radioactif est inversement proportionnelle à sa demi-vie (<math>t_{1/2}</math>) et est proportionnelle au nombre d'atomes présents (N) :</p> $A = (\ln 2 / t_{1/2}) N$ <p>L'unité de mesure est le becquerel (Bq); 1 Bq est égal à une désintégration par seconde.</p>
Activité massique	Nombre de désintégrations d'une substance radioactive par unité de temps et par unité de masse. Elle s'exprime en becquerels par kilogramme (Bq/kg), selon le Système international (SI) d'unités.
Activité spécifique	Voir <i>Activité massique</i> .
Alaskite	Sorte de granite clair composé de quartz et de feldspath.
Alpha	Voir <i>Particule alpha</i> .
Anthropique	Se dit d'une activité ou une conséquence de l'intervention de l'homme.
Archéen	La première période géologique, antérieure à 2500 millions d'années.
Atome	Particule de matière indivisible par des réactions chimiques. L'atome, qui est composé d'un noyau comportant des protons et des neutrons et autour duquel gravitent des électrons, représente la plus petite partie, c'est-à-dire l'unité fondamentale, d'un élément chimique.
Batholithe	Grand massif de granite.
Becquerel (Bq)	Voir <i>Activité</i> .
Bêta	Voir <i>Particule bêta</i> .
Bioaccumulation	Chez un organisme vivant, action de concentrer dans ses tissus une substance présente dans son environnement.
Bioamplification	Phénomène par lequel les contaminants s'accumulent dans les organismes à la suite de l'ingestion d'espèces du niveau trophique précédent. Tendence manifestée par certaines substances chimiques à devenir plus concentrées à chacun des maillons d'une chaîne alimentaire.
Brèche (bréchique)	Roche composée d'au moins 50 % d'éléments anguleux (dont la taille est supérieure à 2 mm) pris dans un ciment naturel.
Bruit de fond	Le bruit de fond d'un élément représente sa concentration usuelle mesurée dans le

sol, c'est-à-dire la teneur habituelle que l'on observe avant le début d'une activité industrielle. En radioactivité, le bruit de fond désigne le rayonnement des sources naturelles avant toute modification industrielle (soit les rayons cosmiques, le rayonnement provenant du sol et des matériaux environnants, les sources internes liées à l'alimentation, ainsi que les sources d'origine humaine normalement présentes). Les humains sont exposés en moyenne à une dose efficace annuelle résultant du bruit de fond de 2 à 3 millisievert (mSv).

Carbonatite	Roche magmatique contenant au moins 50 % de carbonates. Les magmas carbonatitiques sont très pauvres en silice.
Carothèque	Lieu où l'on entrepose les carottes de forages au diamant.
Chaîne de désintégration	Succession de radioéléments, dont chacun se transforme spontanément par désintégration en l'élément suivant jusqu'à ce que soit atteinte une forme stable. Le premier membre de la série est appelé parent, les membres intermédiaires sont les descendants, et le dernier membre, qui est stable, se nomme produit terminal.
Colloïde	Suspension d'une ou de plusieurs substances, dispersées régulièrement dans une autre substance (un liquide, de l'eau, par exemple), formant un système à deux phases séparées. En milieu aqueux, les particules colloïdales sont très grandes par rapport aux molécules de l'eau.
cpm	Coups par minute.
Déclassement	Arrêt de sécurité, démontage et démantèlement d'une installation nucléaire.
DEP	Dosimètre électronique personnel.
Demi-vie ( $t_{1/2}$ )	Période au cours de laquelle la moitié des atomes d'une substance radioactive se désintègrent. Le temps de demi-vie est unique à chaque élément, et varie entre un millionième de seconde à des milliards d'années.
Descendant	Nom donné à tout produit intermédiaire d'une séquence de désintégration. Le radon fait partie des descendants de l'uranium-238.
Désintégration	Réaction nucléaire, c'est-à-dire du noyau atomique, au cours de laquelle on observe une transformation spontanée du noyau par perte de masse. Cette perte de masse est associée à l'émission d'un ou de plusieurs rayonnements ionisants.
Discordance	Contact stratigraphique d'un ensemble sédimentaire où une série de couches repose sur des roches plus anciennes qui ne leur sont pas parallèles et qui témoigne d'une période d'érosion.
Diuranate	Anion de l'uranium, présent dans de nombreux composés courants. Les uranates tendent naturellement à former cet ion complexe.
Dose absorbée	Énergie déposée par une radiation ionisante par unité de masse d'un tissu ou d'une matière. Elle se mesure en grays (Gy) : 1 Gy est équivalent à 1 J/kg.
Dose efficace	Dose obtenue en multipliant la dose absorbée par des facteurs de pondération qui tiennent compte des effets biologiques associés aux différentes radiations ionisantes. L'unité de dose efficace est le sievert (Sv).
Dosimétrie	Détermination quantitative de la dose absorbée par un organisme, en énergie par

	unité de masse.
DTL	Dosimètre thermoluminescent.
Effet déterministe	Effet cliniquement observable qui se manifeste lorsque la dose atteint un seuil et dont la gravité dépend de la dose reçue. Des effets déterministes sont observés lorsque des doses élevées (500 mSv et plus) sont reçues (par exemple lors d'un accident nucléaire ou d'un traitement médical) et causent une grande perte de cellules dans un tissu. Ces effets peuvent se manifester chez les humains par des vomissements, la perte de cheveux ou une défaillance de la glande thyroïde.
Effet stochastique	Effet qui se produit à long terme suivant une certaine probabilité. Il n'existe pas de seuil sous lequel il est possible d'affirmer qu'aucun effet n'aura lieu. Des effets stochastiques se manifestent le plus souvent chez les humains et les animaux sous forme de cancers ou d'anomalies génétiques et, par conséquent, une période de latence est généralement observée.
Électron	Particule fondamentale de masse très faible, chargée négativement. Élément constitutif de l'atome.
Élément	Substance simple formée d'atomes qui sont considérés comme indécomposables. L'hydrogène et l'uranium sont des éléments. Plusieurs éléments peuvent se combiner pour former des composés.
Facteur de bioconcentration	Ratio entre l'activité d'un radioélément dans un organisme et son activité dans le milieu ambiant.
Floculant	Réactif qui provoque la floculation, c'est-à-dire le rassemblement en flocons d'une substance en suspension dans un liquide.
Gamma	Voir <i>Rayonnement gamma</i> .
Gisement	Amas de minéralisation qui pourrait être exploité avec profit.
Gîte minéral	Amas de minéralisation avec un potentiel pour faire l'objet d'une exploitation.
Gray (Gy)	Unité de dose absorbée. Un Gy est équivalent à l'absorption d'un joule d'énergie par kilogramme de tissu.
IAEA (AIEA)	L'International Atomic Energy Agency, ou Agence internationale de l'énergie atomique, est l'agence de régulation des Nations unies dans le domaine du nucléaire; elle a été créée en 1956.
ICM	Institut canadien des mines, de la métallurgie et du pétrole.
Indice	Présence de minéralisation qui peut servir à découvrir un gîte ou un gisement.
Ion	Atome ou molécule ayant gagné ou perdu un ou plusieurs électrons, ce qui lui confère une charge électrique. Par exemple, la particule alpha qui représente un atome d'hélium ayant perdu ses deux électrons est un ion chargé positivement.
Ionisation	Processus produisant un ion. Certaines conditions comme des températures élevées et des décharges électriques en sont des causes possibles. Le rayonnement ionisant ionise les atomes ou les molécules qu'il rencontre sur son chemin.

Isotope	L'une des différentes formes que peut prendre un élément chimique donné. Un élément possède toujours le même nombre de protons, ces derniers lui conférant son caractère chimique. Les isotopes diffèrent quant au nombre de neutrons présents dans le noyau. Cette variation se reflète dans les propriétés physiques de l'isotope, telles que la masse, la stabilité et la radioactivité.
Jointoyer	Remplir les fissures dans un massif rocheux avec un coulis de mortier.
Ligand	Atome, ion ou molécule ayant des fonctions chimiques lui permettant de se lier à un ou plusieurs atomes ou ions centraux.
Lixiviat	Liquide résultant d'une lixiviation.
Lixiviation	Technique d'extraction de produits solubles par un solvant.
Macrophyte	Plante aquatique visible à l'œil nu.
Métasédiment	Roche d'origine sédimentaire, métamorphisée à température et une pression élevée, par enfouissement dans la croûte terrestre ou par contact avec une intrusion de magma.
Minerai	Substance minérale naturelle dont la quantité, l'emplacement et la composition sont telles que l'on peut raisonnablement espérer en retirer un ou des produits qu'on pourra commercialiser avec profit.
Neutron	Particule primaire du noyau, de charge nulle, dont la masse est 1,0014 fois supérieure à celle du proton. Quand il est émis d'un noyau, un neutron peut causer une ionisation. Un neutron libre est instable et possède une demi-vie d'environ 13 minutes.
IN 43-101	L'instrument National (IN) 43-101 est un règlement adopté par l'Assemblée nationale du Québec. Il est entré en vigueur en décembre 2001 afin de réglementer la diffusion d'informations sur les projets miniers par les sociétés soumises à l'Autorité des marchés financiers du Québec.
Orogène	Type de chaîne de montagne résultant de la collision de deux continents.
Paléoplacer	Placer ancien qui est maintenant transformé en roche par le processus de lithification.
Particule alpha (ou rayonnement alpha)	Particule formée de deux protons et de deux neutrons (identique à un noyau d'hélium). Elle est expulsée d'un noyau lors de la désintégration de certains éléments radioactifs. Il s'agit de la moins pénétrante des trois types de radiation les plus communes, alpha, bêta et gamma. La totalité de l'énergie d'une particule alpha est dissipée par ionisation sur une très courte distance, soit quelques micromètres ( $\mu\text{m}$ ) de matières solides ou quelques centimètres d'air. Par conséquent, la particule alpha est arrêtée par une simple feuille de papier. Elle est néanmoins parmi les plus dommageables pour des raisons qui sont mal comprises, mais probablement liées à la quantité d'énergie qu'elle livre sur une courte distance.
Particule bêta (ou rayonnement bêta)	Particule identique à un électron, qui est expulsée d'un noyau lors de la désintégration de certains éléments radioactifs. Elle peut posséder une charge positive ou négative. Son pouvoir de pénétration est supérieur à celui de la particule alpha : sa portée est de quelques mètres dans l'air, et il faut l'équivalent d'une

	feuille de contreplaqué pour l'arrêter, mais elle ne représente qu'un risque mineur pour les organismes vivants si elle provient d'une source externe.
Pechblende	Uraninite (UO <sub>2</sub> ) finement grenue, généralement de couleur noire.
Pegmatite	Roche cristalline dont les cristaux sont de taille importante.
Phytoextraction	Utilisation de plantes accumulatrices pour l'absorption et la concentration dans leurs parties récoltables (feuilles, racines, etc.) de polluants contenus dans le sol, et souvent présents à l'état de traces.
Placer	Accumulation de minéraux lourds dont les grains ont été détachés par érosion des sources primaires de minéralisation et concentrés par des processus de sédimentation faisant intervenir divers agents comme la gravité, l'eau, le vent et la glace.
Plomb (Pb)	Élément naturel de numéro atomique 82 et de poids atomique moyen 207. Métal très dense, il existe sous forme de 29 isotopes, dont 3 (plomb-206 à plomb-208) constituent le produit terminal stable de plusieurs séquences radioactives. L'isotope 210 est radioactif : il est émetteur bêta, et son temps de demi-vie est de 22 ans.
Polonium (Po)	Élément naturel de numéro atomique 84 et de poids atomique moyen 209. Produit de la désintégration du radium, il existe sous forme de 27 isotopes (polonium-192 à polonium-218), tous radioactifs. Les isotopes 210, 214, 218 sont des émetteurs alpha ayant de courts temps de demi-vie et font partie de la séquence radioactive de l'uranium-238.
Protérozoïque	Période géologique s'étendant entre 2500 et 541 millions d'années.
Proton	Particule élémentaire de charge positive composant, avec les neutrons, le noyau d'un atome. Sa masse est environ 1 837 fois celle d'un électron. Le numéro atomique d'un élément naturel est donné par le nombre de protons que comporte son noyau : les protons confèrent à un élément son caractère chimique.
PTS	Particules totales en suspension.
Radioactif	Doué de radioactivité
Radioactivité	Phénomène résultant de la capacité de certains noyaux d'éléments à se transformer spontanément, par désintégration, en un autre élément. La radioactivité se manifeste par l'émission de rayonnements ionisants.
Radionucléide	Élément radioactif.
Radium (Ra)	Élément radioactif naturel de numéro atomique 88, dont l'isotope le plus commun est le radium-226. C'est un émetteur alpha, et sa demi-vie est de 1 600 ans. Métal blanc associé à l'uranium et à d'autres minéraux, il se présente dans la nature en quantité minime. Sa désintégration fournit le radon.
Radon (Rn)	Élément radioactif naturel de numéro atomique 86, le radon possède 35 isotopes connus, tous radioactifs. Le plus stable d'entre eux est le radon-222, un émetteur alpha dont le temps de demi-vie est de 3,8 jours. Le radon est un gaz rare, incolore et inodore. Il est un des intermédiaires de la chaîne de désintégration de l'uranium-238. Les produits de la désintégration du radon-222 sont des isotopes radioactifs de plomb, de bismuth et de polonium, dont la séquence se termine en isotope de

	plomb-208 stable.
Rayonnement gamma	Photons émis lors de transformations naturelles (désintégrations) des noyaux d'atomes radioactifs. D'énergie habituellement supérieure aux rayons X, les rayons gamma ont un pouvoir très pénétrant et ne sont arrêtés que par des écrans denses, comme le plomb ou un mur de béton de un mètre d'épaisseur.
Rayonnement ionisant	Ensemble de radiations qui produisent des ions. Les rayons alpha, bêta et gamma sont des rayonnements ionisants.
Réfractaire	Se dit d'un matériau dont la composition, la forme et la structure résistent à des conditions de température et de pression extrêmes.
Réserves minérales	La partie des ressources minérales que l'on peut exploiter avec profit sur la base d'une étude préliminaire de faisabilité. On peut définir des réserves « prouvées » ou « probables » en ordre décroissant de précision et de confiance.
Résidus d'usage	Tous matériaux et substances, solides ou liquides, rejetés lors de l'extraction et de la séparation d'un minerai, ou lors de la préparation, de la concentration et de l'enrichissement d'une substance. Ils incluent les boues d'épuration et les poussières résultant du traitement ou de l'épuration des eaux usées et des émissions atmosphériques. Les effluents finaux ne sont pas considérés comme des résidus miniers.
Résidus miniers	Dans une exploitation minière, roche extraite qui ne contient pas de substances d'intérêt en quantité suffisante pour en faire l'exploitation.
Ressources minérales	Toutes les accumulations connues, ou interprétées, de minéraux qui ont, ou peuvent avoir, une valeur intrinsèque (minéral industriel, tel le diamant) ou contenir une substance (tel le cuivre ou le zinc) et pour lequel il y a un besoin actuel ou futur pour la population. On peut définir des ressources minérales « mesurées », « indiquées » ou « inférées » en ordre décroissant de précision et de confiance. Seules les ressources minérales « mesurées » et « indiquées » peuvent être considérées dans l'évaluation du potentiel économique d'un gîte minéral. Les ressources minérales dites hypothétiques ou spéculatives n'ont pas encore été identifiées, mais une interprétation géologique permet d'en présumer l'existence dans une région. Ces ressources sont surtout utilisées pour identifier le potentiel minéral d'une région.
Rhizofiltration	Technique de dépollution des sols par l'utilisation de racines immergées de plantes qui captent les polluants. Ces racines sont récoltées une fois saturées en polluants.
Skarn	Roche calco-silicatée résultant de la réaction entre des roches riches en calcium, comme les calcaires, et des roches riches en silice, comme le granite.
Stochastique	Se dit de phénomènes qui, partiellement, relèvent du hasard et qui font l'objet d'une analyse statistique.
Sievert (Sv)	Unité dérivée du Système international d'unités pour la mesure de la dose équivalente, de la dose efficace ou d'un débit de dose (par exemple, en $\mu\text{Sv/h}$ ).
Thorium (Th)	Métal gris de la série des actinides, le thorium est un élément naturel radioactif de numéro atomique 90 et de poids atomique d'environ 232. L'isotope thorium-232 possède un temps de demi-vie de $1,4 \times 10^{10}$ années.

Teneur	Le rapport de la masse de cet élément à la masse totale de la matière qui le contient.
UDEPO	Base de données des gisements d'uranium dans le monde ( <i>World Distribution of Uranium Deposits</i> ) organisée par l'AIEA.
Uraninite	L'uraninite est principalement composée de dioxyde d'uranium ( $UO_2$ ), mais possède généralement des atomes tétravalents ( $U^{4+}$ ) et hexavalents ( $U^{6+}$ ) d'uranium pour une composition ( $U_3O_8$ ).
Uranium (U)	Métal gris de la série des actinides, l'uranium est un élément naturel radioactif de numéro atomique 92 et de poids atomique moyen d'environ 238. Le principal isotope, l'uranium-238, possède une demi-vie de $4,5 \times 10^9$ années et représente 99,274 % de l'uranium naturel, les autres isotopes naturels étant l'uranium-234 (0,006 %) et l'uranium-235 (0,720 %). La désintégration de l'uranium-238 mène à la formation de 13 isotopes radioactifs, dont l'uranium-234, le radium-226 et le radon-222.

# 1 INTRODUCTION

L'uranium est un métal qui se trouve à l'état naturel dans notre environnement. Cet élément chimique a la particularité d'être radioactif, car son noyau atomique est instable et il se désintègre lentement. Cette propriété libère de l'énergie sous forme de rayonnement ionisant. L'énergie libérée par la désintégration nucléaire de l'uranium peut être exploitée pour produire de l'énergie électrique. La désintégration nucléaire et le rayonnement ionisant ont des applications multiples dans la société, de l'imagerie médicale à la stérilisation alimentaire, en passant par la détection de fumée.

Ce rapport vise à donner une vue d'ensemble, de l'exploration et l'exploitation à la restauration, des opérations de l'industrie minière associées à l'uranium au Québec (figure 1.1). Nous présentons en premier lieu l'uranium et la radioactivité, pour ensuite faire un survol des applications de l'uranium dans la société. La chaîne industrielle québécoise associée à l'uranium est ensuite décrite. Par contre, les applications civiles de la filière uranifère, ainsi que le stockage des résidus radioactifs issus de réacteurs destinés à produire de l'énergie ou des radio-isotopes à usages médicaux ou industriels, ne sont pas abordés.

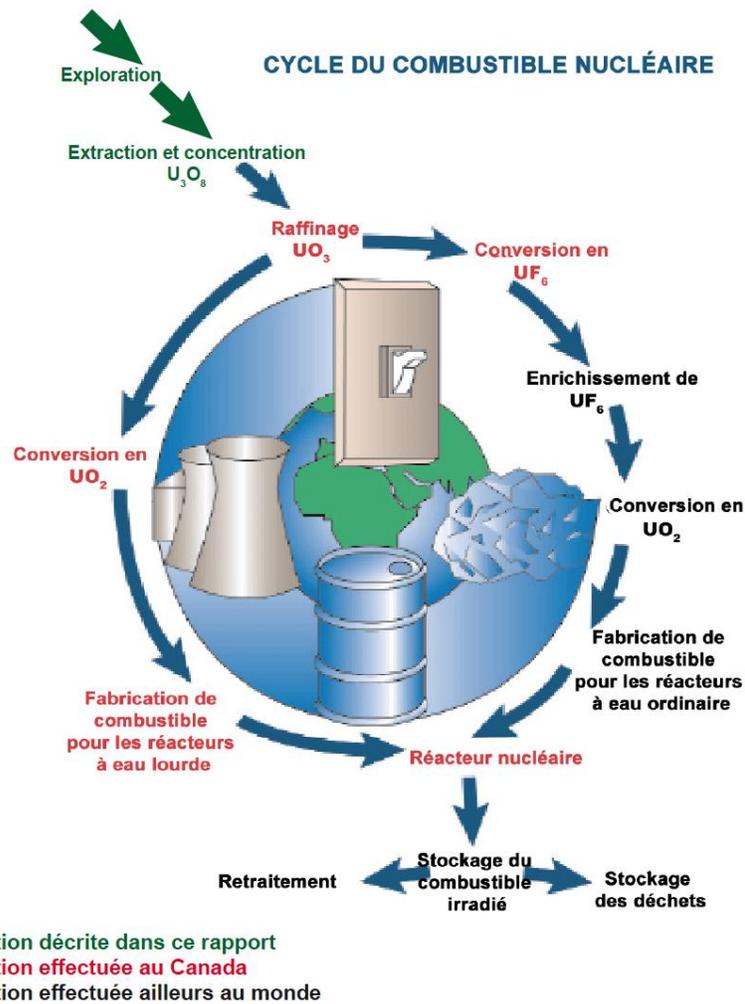


Figure 1.1 : Schéma de l'industrie nucléaire. Les étapes décrites dans ce rapport sont en vert, les étapes qui utilisent du combustible d'uranium naturel et qui sont en activité au Canada sont en rouge, tandis que les étapes en noir ne sont pas entreprises au Canada. Au Canada, l'étape de conversion génère deux types de produits : du dioxyde d'uranium ( $UO_2$ ) et de l'hexafluorure d'uranium ( $UF_6$ ). L' $UO_2$  sert à la fabrication de combustible d'uranium naturel (non enrichi). Il n'y a pas d'usine d'enrichissement de l'uranium au Canada et donc l' $UF_6$  est exporté vers des pays qui disposent d'installations d'enrichissement de l'uranium.

Ce rapport donne une perspective complète du potentiel des ressources d'uranium au Québec. Seules les ressources primaires (produit principal, coproduit et résidus) issues d'opérations minières et métallurgiques sont abordées. Les ressources d'uranium secondaires issues de procédés industriels ou de la production d'énergie ne sont pas considérées. Le rapport donne ensuite un aperçu du cadre réglementaire qui régit la filière uranifère, dans l'ordre chronologique, de l'exploration à la restauration des sites miniers. Le rapport dresse un portrait des impacts potentiels, tant chimiques que radiologiques, de l'exploration et de l'extraction de l'uranium à partir de sources primaires sur la faune, la flore et la population, tant chez les travailleurs de l'industrie de l'uranium que dans la population se trouvant à proximité des sites où s'effectuent des opérations minières. Suivent une revue des principales mesures de protection de l'environnement associées aux étapes d'exploration et d'exploitation, dont la restauration des sites miniers, puis il présente des recommandations pour assurer une gestion durable et responsable de la filière uranifère au Québec.

## 2 L'URANIUM ET LA RADIOACTIVITÉ

### Sommaire

- L'uranium est un métal radioactif naturellement présent en faible concentration dans les roches, l'eau, le sol et les organismes.
- La solubilité et la mobilité de l'uranium dans la nature influent grandement sur sa capacité à être absorbé par les organismes vivants ou à interagir avec la matière inerte.
- L'uranium se transforme en dégageant de l'énergie sous la forme de rayonnements ionisants. Les trois rayonnements ionisants les plus communs sont les particules alpha et bêta, ainsi que le rayonnement gamma.
- L'énergie des radiations est transférée aux cellules vivantes. Si les dommages sont trop nombreux, les mécanismes de réparation cellulaire sont inefficaces, ce qui peut conduire à la formation d'une tumeur cancéreuse.
- Les doses reçues par un organisme s'expriment en sievert (Sv). Les humains reçoivent annuellement une dose totale d'environ 3,2 mSv, dont environ 2,0 mSv sont dus à la radioactivité naturelle et environ 1,2 mSv, à une exposition artificielle, principalement d'origine médicale. Ces doses varient toutefois selon l'emplacement géographique.
- La limite de dose efficace, ou la dose maximale, établie au Canada afin de protéger la population contre une surexposition au rayonnement ionisant provenant d'installations nucléaires ou de substances nucléaires autorisées est de 1 mSv par année pour le public, en surplus de la dose reçue dans les conditions habituelles.

## 2.1 L'URANIUM DANS L'ENVIRONNEMENT

L'uranium, élément chimique de la famille des actinides, est un métal radioactif naturellement présent dans l'eau, le sol et les roches dans des concentrations très faibles. Sa concentration naturelle dans la croûte terrestre est évaluée en moyenne à 2,7 mg/kg, c'est-à-dire 2,7 g/tonne ou 2,7 parties par million (ppm) (Vandenhove et coll., 2010), mais des variations notables peuvent être observées d'un environnement ou d'un matériau à l'autre (tableau 2.1). À titre d'exemple, des roches mafiques (comme le basalte) comportent moins de 1 mg/kg d'uranium, alors que des roches felsiques (comme le granite) en contiennent plus de 4 mg/kg. Le comité scientifique des Nations Unies rapporte que les concentrations d'uranium dans le monde varient en moyenne de 0,3 à 11,7 mg/kg (CCME, 2007). Dans les gisements d'uranium, cependant, les teneurs peuvent atteindre des valeurs de 300 mg/kg à plus de 200 000 mg/kg.

L'uranium est faiblement présent dans les eaux naturelles de surface et souterraines et provient essentiellement de la dissolution des minéraux contenus dans les roches et le sol. Dans ces eaux, l'uranium se trouve dans des concentrations de l'ordre du microgramme par litre (entre 0,001 et 2600 µg/L). La dispersion de l'uranium dans l'environnement dépend en grande partie de facteurs chimiques comme la solubilité du métal dans l'eau, ainsi que de facteurs géologiques et biologiques naturels comme le lessivage des sols ou le transport biologique, mais résulte également de l'activité humaine, comme l'exploitation minière ou l'épandage d'engrais phosphatés (CEAEQ (1), 2013).

Comme plusieurs autres métaux présents dans les minéraux du sol ou des roches, l'uranium forme des liaisons chimiques fortes avec l'oxygène, l'élément le plus abondant de la croûte terrestre. L'interaction chimique facile entre ces deux éléments cause la formation d'uraninite ( $\text{UO}_2$  principalement) dans les roches, un solide peu soluble dans l'eau et stable dans un large spectre de conditions environnementales. Dans certaines conditions dans l'eau, cette interaction se reflète par la formation préférentielle de l'ion uranyle ( $\text{UO}_2^{2+}$ ), une forme ionique soluble et mobile de l'uranium.

Des nombreux isotopes de l'uranium, seulement trois sont naturellement présents dans l'environnement : l'uranium-238 (99,274 % des atomes), l'uranium-235 (0,720 % des atomes) et l'uranium-234 (0,0056 % des atomes) (des atomes sont dits isotopes si leurs noyaux possèdent un nombre identique de protons mais un nombre différent de neutrons). Ces trois isotopes, présents dans cette proportion dans tous les minerais d'uranium, constituent ce que l'on appelle l'uranium naturel. D'autres isotopes d'uranium existent (ex. : uranium-236), mais ils sont essentiellement le résultat d'activités nucléaires. Bien que l'utilisation industrielle extensive de l'uranium donne au public l'impression qu'il est le plus commun des radioéléments que l'on trouve dans l'environnement, il n'est ni le seul ni le plus commun des éléments radioactifs primordiaux (c'est-à-dire présents depuis la formation de la Terre). Les radionucléides naturels se divisent en effet en trois catégories : les radionucléides primordiaux, les radionucléides cosmogéniques et les radionucléides émanant de la désintégration de radionucléides primordiaux (un radionucléide, ou radio-isotope, est un isotope radioactif).

Les radionucléides primordiaux sont depuis toujours présents dans les roches, les sols, l'eau, la faune et les végétaux. Les principaux radionucléides primordiaux sont le potassium-40, l'uranium-238 et le thorium-232. Ce dernier, que l'on trouve dans la croûte terrestre à des concentrations variant de 8 à 12 mg/kg (CEAEQ (2), 2013), est en moyenne trois fois plus abondant que l'uranium. Les radionucléides cosmogéniques, tel le carbone-14, sont issus du bombardement des molécules gazeuses de l'atmosphère terrestre par les rayons cosmiques. D'autres radionucléides, dont le radium, le polonium et certains isotopes du plomb, sont naturellement présents dans les sols, les roches et les eaux naturelles à de très faibles concentrations. Leur présence résulte essentiellement de la désintégration de l'uranium et du thorium naturels.

Tableau 2.1 : Concentration de l'uranium naturel dans l'environnement.

Source	Concentration d'uranium en mg/kg (ppm)
Roche poreuse - calcaire	2
Roche dure - granite	4
Surface terrestre	3
Océan Atlantique	0,003 mg/L (3 µg/L)
Eau douce de surface	< 0,001 mg/L (< 1 µg/L)
Eau souterraine	0,000001-2,6 mg/L (0,001-2600 µg/L)

Sources : Vandenhove et coll., 2010; GA, 2008.

## 2.2 LA RADIOACTIVITÉ

### 2.2.1 L'ATOME ET LA CHAÎNE DE DÉSINTÉGRATION DES NOYAUX INSTABLES

L'atome est la plus petite partie d'un élément. Il est constitué d'un noyau de charge positive et d'un ou plusieurs électrons, de charge négative, qui gravitent autour (figure 2.1). Le noyau, qui représente plus de 99,9 % de la masse de l'atome, est constitué de protons (particules de charge positive) et de neutrons (particules neutres, sans charge). Les atomes de deux éléments différents possèdent un nombre différent de protons. Ces derniers confèrent donc à un élément son caractère chimique unique.

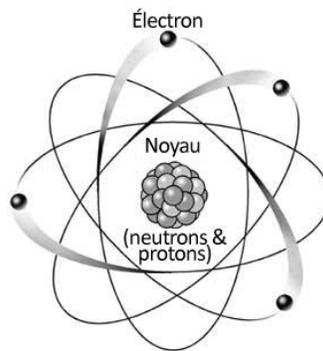


Figure 2.1 : Représentation schématique de l'atome.

Cependant, un élément donné peut posséder plusieurs configurations de noyaux différentes, appelé isotopes, qui se différencient les unes des autres par le nombre de neutrons qu'elles comportent. Chaque isotope est identifié par le nom de l'élément et par la masse de son noyau, laquelle correspond à la somme des masses des protons et des neutrons. Par exemple, les trois isotopes de l'uranium naturel sont l'uranium-238 ou  $^{238}\text{U}$  (92 protons, 146 neutrons), l'uranium-235 ou  $^{235}\text{U}$  (92 protons, 143 neutrons) et l'uranium-234 ou  $^{234}\text{U}$  (92 protons, 142 neutrons).

Les isotopes de l'uranium sont tous radioactifs. Le noyau naturellement instable de ces atomes se désintègre spontanément en cherchant à se transformer en une configuration nucléaire plus stable et de masse atomique plus faible. Ces désintégrations s'accompagnent d'un dégagement d'énergie sous la forme de rayonnements ionisants : c'est la radioactivité. Le rayonnement est qualifié d'ionisant puisqu'il possède suffisamment d'énergie pour produire, dans le milieu irradié, des ions. Bien que plusieurs types de radiations ionisantes existent, trois sont

particulièrement fréquentes chez les radionucléides d'origine naturelle : les rayonnements alpha, bêta et gamma. La nature et les caractéristiques de ces trois types de radiation seront présentées plus loin.

Le réarrangement nucléaire qui survient à la suite de la désintégration d'un élément peut générer un nouveau noyau instable qui, en cherchant également à atteindre une stabilité accrue, subira une nouvelle désintégration. Ces désintégrations successives constituent ce que l'on nomme chaîne de désintégration (ou chaîne de filiation, ou séquence radioactive). Les radionucléides issus de cette cascade de réarrangements nucléaires sont les « descendants » du radionucléide à l'origine de ce processus (c'est-à-dire  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  et  $^{232}\text{Th}$ ). Par exemple, la chaîne de désintégration de  $^{238}\text{U}$  comporte 14 éléments radioactifs (incluant  $^{238}\text{U}$ ) et se termine par la production d'un isotope de plomb non radioactif, le plomb-206 ( $^{206}\text{Pb}$ ; tableau 2.2a). Tous les éléments des chaînes de désintégration mettant en jeu des isotopes d'uranium sont des métaux, sauf le radon, qui est un gaz. Il est à noter que les isotopes 238 et 235 de l'uranium naturel sont des isotopes primordiaux, alors que l'uranium-234 est un produit de désintégration de  $^{238}\text{U}$ . Les propriétés physico-chimiques des différents isotopes de l'uranium sont présentées au tableau 2.3.

La période radioactive d'un élément, communément appelée temps de demi-vie ou période radioactive ( $t_{1/2}$ ), est une propriété unique à chaque isotope et correspond au temps requis pour que la moitié des atomes initialement présents se désintègrent (figure 2.2). Le temps de demi-vie de l'uranium-238 est de  $4,5 \times 10^9$  années. Ainsi, la moitié des atomes d'uranium-238 présents sur la Terre lors de leur formation, il y a 4,5 milliards d'années, se sont depuis transformés en plomb.

Tableau 2.2a : Chaîne de désintégration des isotopes 238 et 235 de l'uranium.

Temps de demi-vie et principales radiations émises					
Désintégration de l'uranium-238			Désintégration de l'uranium-235		
Isotope	Temps de demi-vie	Radiations principales	Isotope	Temps de demi-vie	Radiations principales <sup>(a)</sup>
Uranium-238	4,5 milliards d'années	$\alpha$	Uranium-235	710 millions d'années	$\alpha, \gamma$
Thorium-234	24 jours	$\beta, \gamma$	Thorium-231	25,6 heures	$\beta$
Protactinium-234	1,2 minute	$\beta, \gamma$	Protactinium-231	33 000 ans	$\alpha, \gamma$
Uranium-234	250 000 ans	$\alpha, \gamma$	Actinium-227	21,8 ans	$\beta$
Thorium-230	77 000 ans	$\alpha, \gamma$	Thorium-227	18,7 jours	$\alpha, \gamma$
Radium-226	1600 ans	$\alpha, \gamma$	Radium-223	11,4 jours	$\alpha, \gamma$
Radon-222	3,8 jours	$\alpha$	Radon-219	3,9 secondes	$\alpha, \gamma$
Polonium-218	3,1 minutes	$\alpha$	Polonium-215	1,8 millièrne de seconde	$\alpha$
Plomb-214	27 minutes	$\beta, \gamma$	Plomb-211	36 minutes	$\beta, \gamma$
Bismuth-214	20 minutes	$\beta, \gamma$	Bismuth-211	2,2 minutes	$\alpha, \gamma$
Polonium-214	0,16 millièrne de seconde	$\alpha, \gamma$	Thallium-207	4,8 minutes	$\beta$
Plomb-210	22,3 ans	$\beta, \gamma$	Plomb-207	Stable	aucune
Bismuth-210	5,01 jours	$\beta$			
Polonium-210	138 jours	$\alpha$			
Plomb-206	Stable	aucune			

<sup>a</sup> RCNET, 2013.

Tableau 2.2b : Chaîne de désintégration de l'isotope 232 du thorium.

Désintégration du thorium-232		
Isotope	Temps de demi-vie	Radiations principales
Thorium-232	14 milliards d'années	$\alpha$
Radium-228	5,7 ans	$\beta$
Actinium-228	6,1 heures	$\beta, \gamma$
Thorium-228	1,9 an	$\alpha, \gamma$
Radium-224	3,7 jours	$\alpha, \gamma$
Radon-220	55,6 secondes	$\alpha$
Polonium-216	0,15 seconde	$\alpha$
Plomb-212	10,6 heures	$\beta, \gamma$
Bismuth-212	61 minutes	$\alpha$ ou $\beta, \gamma$ <sup>(a)</sup>
Polonium-212	30 microsecondes	$\alpha$
Thallium-208	3,1 minutes	$\beta, \gamma$
Plomb-208	Stable	aucune

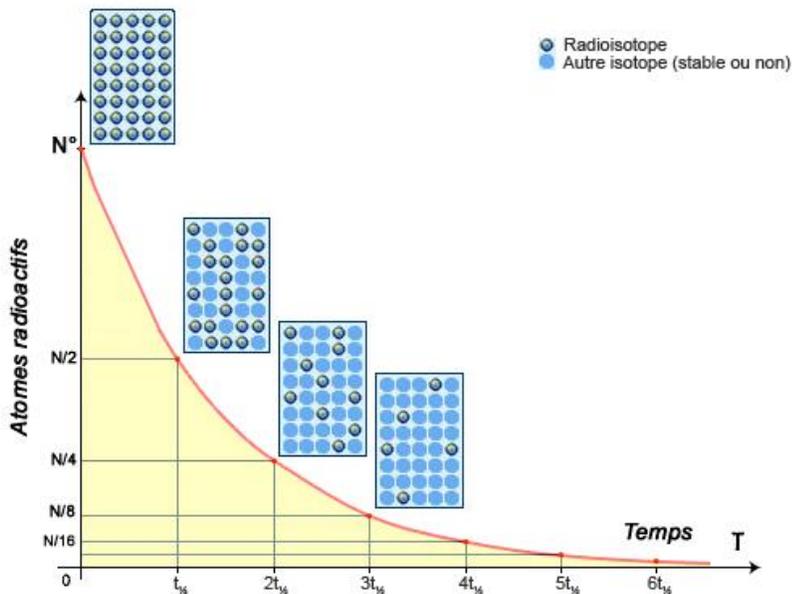
<sup>a</sup> L'un ou l'autre est produit selon que le bismuth-212 émet une particule alpha ou bêta.

Source : BAPE, 2002.

Tableau 2.3 : Caractéristiques des différents isotopes de l'uranium naturel.

Isotope	<sup>234</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>238</sup> U
Temps de demi-vie (années)	$2,5 \times 10^5$	$7,1 \times 10^8$	$4,5 \times 10^9$
Masse molaire (g/mol)	234,04	235,05	238,05
% massique	0,0056	0,720	99,274
% en radioactivité	48,9	2,2	48,9
Type de rayonnement	Alpha, gamma	Alpha, gamma	alpha
Énergie de la particule - alpha (MeV)	4,8	4,4	4,2
Activité massique (Bq/g)	$2,31 \times 10^8$	$8,0 \times 10^4$	$1,24 \times 10^4$

Sources : Winter, 2010; Bleise et coll., 2003; AIEA (1), 2014.



Source : Gagné, 2013.

Figure 2.2 : Représentation du temps de demi-vie.

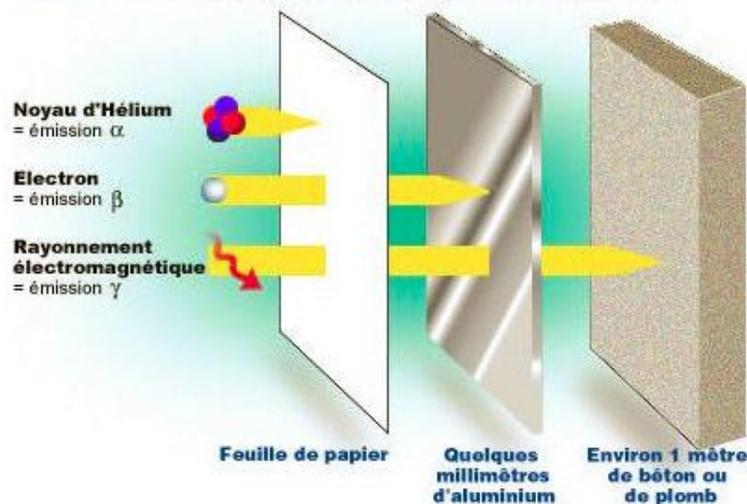
## 2.2.2 LES TYPES DE RAYONNEMENTS IONISANTS

La particule alpha ( $\alpha$ ) est constituée de deux protons et de deux neutrons qui forment un noyau d'hélium de haute énergie ( $\text{He}^{2+}$ ). À cause de sa masse et de sa charge élevée, comparativement aux autres types de rayonnement ionisants, la totalité de l'énergie d'une particule alpha est dissipée par ionisation sur une très courte distance, soit quelques micromètres ( $\mu\text{m}$ ) de matières solides ou quelques centimètres d'air (figure 2.3). Par conséquent, les particules alpha ne pénètrent pas l'épiderme ou les couches superficielles des organismes vivants, et donc le risque d'exposition externe pour le vivant est négligeable. En contrepartie, les éléments émetteurs de particules alpha sont particulièrement nocifs s'ils sont incorporés à l'intérieur d'un organisme (par ingestion ou inhalation) (CEAEQ (3), 2013), puisque la particule alpha émise transfère alors la totalité de son énergie aux cellules voisines du site de dépôt du radionucléide, par exemple dans les poumons.

La particule bêta ( $\beta^-$ ) est un électron éjecté de l'atome, de très petite masse mais chargé négativement. Étant donné sa petite taille, elle possède un pouvoir de pénétration supérieur à celui de la particule alpha : sa portée est de quelques mètres dans l'air, et il faut au moins une feuille de contreplaqué pour l'arrêter (figure 2.3). Son parcours moyen dans les tissus vivants est de 8 mm, mais elle est moins nocive que la particule alpha. Elle représente un risque mineur pour le vivant, sauf si elle est produite à l'intérieur de l'organisme, par exemple, s'il y a eu ingestion (BAPE, 2002).

Le rayonnement gamma ( $\gamma$ ) est composé de photons, qui n'ont ni charge ni masse. Ce rayonnement est de même nature que la lumière naturelle ou les rayons X, ce qui le rend plus pénétrant. Il traverse facilement les organismes, et son effet ne peut être atténué que par d'importantes épaisseurs de matériaux denses tels que le plomb et le béton (figure 2.3). Le rayonnement gamma est moins dommageable pour l'organisme que les autres types de rayonnement lorsque des éléments émetteurs sont ingérés : contrairement aux particules alpha, l'énergie du rayonnement gamma est dissipée lorsqu'elle est transférée aux cellules, et une large fraction de cette énergie s'échappe même de l'organisme avant d'avoir interagi avec lui.

### Le pouvoir de pénétration des différents rayonnements



Source : IRSN, 2013.

Figure 2.3 : Pouvoir de pénétration des différents types de rayons ionisants.

## 2.2.3 L'ACTIVITÉ

### 2.2.3.1 L'ACTIVITÉ D'UN RADIONUCLÉIDE PUR

L'activité d'un élément correspond au taux de réarrangements nucléaires (équivalent au taux de désintégration). Ce taux est propre à chaque élément, et son unité de mesure est le becquerel (Bq); un becquerel correspond à une désintégration par seconde. L'activité d'une substance pure dépend de la quantité de noyaux radioactifs qui la compose.

L'activité massique représente le nombre de désintégrations d'un élément par unité de temps et par unité de masse. Elle est exprimée en Bq/g. L'équation 1 montre la relation entre l'activité massique d'un isotope et sa période radioactive. Elle montre que l'intensité de l'activité dépend du temps de demi-vie ( $t_{1/2}$ ) : plus ce temps est court, plus l'atome est radioactif pour une masse donnée.

$$A/m = N \times \ln 2 / t_{1/2} \times Mm \quad (1)$$

où A : activité massique d'un isotope

m : masse de l'isotope

N : nombre d'atomes

$\ln 2$  : une constante (0,693)

$t_{1/2}$  : temps de demi-vie

Mm : masse molaire de l'isotope

L'activité massique permet de comparer les niveaux de radioactivité de différents radionucléides. Par exemple, le polonium-210 possède une activité massique très élevée de 166 TBq/g, c'est-à-dire que  $1,66 \times 10^{14}$  désintégrations ont lieu à chaque seconde dans un gramme de  $^{210}\text{Po}$  pur. À titre de comparaison, un gramme de cet isotope émet

autant de particules alpha que 13,5 tonnes d'uranium-238 ou 4,5 g de radium-226. L'activité massique provenant des isotopes de l'uranium naturel est d'environ 25 000 Bq par gramme d'uranium naturel pur.

### 2.2.3.2 L'ACTIVITÉ MASSIQUE D'UN RADIONUCLÉIDE DANS UN SOLIDE

Dans le cas d'un matériau naturel, par exemple un minerai d'uranium comportant des atomes d'uranium-238 et de ses descendants, c'est l'activité totale qui est mesurée, c'est-à-dire la somme des activités de chacun des radionucléides présents. À titre de comparaison avec l'activité d'un échantillon d'uranium naturel pur (25 000 Bq/g), l'activité de l'uranium et de ses descendants présents dans la croûte terrestre est d'environ 40 Bq par kilogramme de solide (0,040 Bq/g).

Lorsque l'activité d'un radionucléide (pur ou dans un solide) est mesurée dans un volume comme l'eau ou l'air, l'activité est rapportée au volume de l'échantillon en question, en Bq/L ou Bq/m<sup>3</sup>.

## 2.3 RISQUES POTENTIELS ASSOCIÉS AUX SUBSTANCES RADIOACTIVES

Lors de l'évaluation du risque radiotoxique, la détermination des radionucléides qui à long terme représentent un risque pour l'environnement se fait selon différents critères (CEAEQ (3), 2013). Par exemple, les radionucléides dont les concentrations mesurées sur le site sont supérieures à la composition normale observée dans cette région peuvent être retenus. Tout radionucléide dont le temps de demi-vie est supérieur à un mois peut également être automatiquement retenu. Dans le cas de l'exploitation industrielle de l'uranium, si l'on considère l'isotope le plus abondant d'uranium (uranium-238) et sa chaîne de désintégration, les radionucléides suivants répondent à ce dernier critère : <sup>238</sup>U, <sup>234</sup>U, <sup>230</sup>Th, <sup>226</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb et <sup>210</sup>Po. Il faut également inclure l'uranium-235 qui, bien que présent en faible proportion comparativement à l'uranium-238, représente une activité non négligeable.

Le radon constitue un cas particulier puisqu'il s'agit d'un gaz. Bien que le temps de demi-vie du radon-222 soit inférieur à un (1) mois, il est suffisamment long (3,8 jours) pour lui permettre de migrer du sol vers l'atmosphère, où il peut être inhalé par des organismes vivants et poursuivre sa désintégration séquentielle à l'intérieur de ces organismes. Il s'agit donc d'un radionucléide dont il faut tenir compte. Les autres isotopes naturels du radon (<sup>218</sup>Rn, <sup>219</sup>Rn et <sup>220</sup>Rn), qui proviennent des chaînes de désintégration de l'uranium-238, de l'uranium-235 et du thorium-232, possèdent des temps de demi-vie très courts (35 millisecondes à 55,6 secondes). Par conséquent, ils migrent peu du sol ou du socle rocheux, et représentent donc un risque radiologique faible comparativement au radon-222 (Wilkening, 1990).

## 2.4 DOSE DE RADIATION

Lorsqu'un tissu est irradié, l'énergie contenue dans le rayonnement ionisant est transférée aux cellules qui le composent. La *dose absorbée* est définie comme étant la quantité d'énergie transférée par la radiation ionisante à une quantité de tissu donnée et se mesure en gray (Gy). Un Gy est équivalent à l'absorption d'un joule d'énergie par un kilogramme de tissu.

Le débit de dose absorbée fait intervenir le concept de temps et est donné en gray par unité de temps (Gy/h, par exemple). Les effets observés pour un débit de dose donné varient selon le temps d'exposition.

La conversion de l'énergie déposée dans un tissu en dose efficace s'effectue à l'aide de facteurs de pondération (tableau 2.4) qui tiennent compte du type de rayonnement. Par exemple, une particule alpha émise à l'intérieur d'un organisme sera beaucoup plus dommageable qu'une particule bêta. La dose efficace, qui tient compte de ces variations, s'exprime en sievert (Sv). Le débit de dose efficace sera donné en sievert par unité de temps (microsievert par heure, µSv/h, par exemple).

Tableau 2.4 : Facteurs de pondération pour l'établissement des doses équivalentes.

Type de rayonnement	Facteur de pondération
Rayonnement gamma	1
Rayonnement bêta	1
Rayonnement alpha	20

Source : Tremblay, 2013.

Les effets du rayonnement ionisant, lorsqu'il est reçu par les organismes vivants, se répartissent en deux grandes catégories :

- Les effets déterministes :

Ce sont des effets cliniquement observables qui se manifestent lorsque la dose atteint un seuil (~ 500 mSv) et dont la gravité dépend de la dose reçue. Ces effets peuvent être la conséquence d'un accident nucléaire ou d'un traitement médical et se traduisent par une grande perte de cellules dans un tissu (Tremblay, 2013). Chez les humains, ils peuvent se manifester par des vomissements, par la perte de cheveux ou par une défaillance de la glande thyroïde. En cas de forte irradiation externe localisée, le premier effet visible s'apparente à une brûlure de la peau (érythème).

- Les effets stochastiques :

Ce sont des effets qui se produisent à long terme suivant une certaine probabilité, et il n'existe pas de seuil sous lequel il est possible d'affirmer qu'aucun effet n'aura lieu. Néanmoins, il existe une relation linéaire entre la dose reçue et l'effet observé (Tremblay, 2013). Chez les humains et les animaux, ces effets se manifestent le plus souvent sous forme de cancers ou d'anomalies génétiques et, par conséquent, une période de latence (qui peut varier entre cinq ans et plusieurs dizaines d'années) est généralement observée (CCSN (2), 2009).

Lorsqu'un tissu est irradié, les rayonnements ionisants causent des lésions au niveau de la structure la plus sensible des cellules, c'est-à-dire à l'acide désoxyribonucléique (ADN). Si, à la suite d'une lésion à l'ADN, la réparation cellulaire est parfaite, aucun effet ne sera observé sur l'organisme. Mais si, avec le temps, une cellule a accumulé une trop grande quantité de dommages à son ADN ou si elle n'arrive pas à effectuer efficacement sa réparation, une division cellulaire non contrôlée peut se produire, ce qui conduit à la formation d'une tumeur cancéreuse (conséquence d'effets stochastiques). Une mauvaise réparation cellulaire peut aussi mener au suicide cellulaire. Si plusieurs cellules sont ainsi détruites, il en résulte une pathologie tissulaire; on observe alors bientôt des effets déterministes, comme des vomissements ou la perte de cheveux.

## 2.4.1 RADIATIONS DE SOURCES NATURELLES ET ARTIFICIELLES

### 2.4.1.1 LA RADIOACTIVITÉ DE SOURCE NATURELLE

Il existe trois sources de radioactivité naturelle : le rayonnement cosmique, le rayonnement d'origine terrestre (qui inclut le radon) et le rayonnement interne provenant de notre alimentation.

Le rayonnement cosmique qui atteint la Terre est de source solaire ou galactique. Il se compose de noyaux et de particules élémentaires dont l'énergie est élevée, bien au-dessus de celle provenant des radiations d'origine terrestre, qu'elles soient naturelles ou anthropiques (c'est-à-dire résultant de l'activité humaine). L'intensité de ce type de rayonnement est plus importante en altitude qu'au niveau de la mer.

La radioactivité d'origine terrestre provient des radionucléides que l'on trouve dans le sol, comme l'uranium-238, le thorium-232 et leurs descendants, ainsi que le potassium-40, tous présents dans la croûte terrestre depuis la formation de la Terre. Les aliments contiennent aussi des radionucléides, puisque les plantes et les animaux que nous consommons sont exposés aux mêmes sources de rayonnement ionisant d'origine terrestre. Le comité scientifique des Nations Unies estime que la dose moyenne d'exposition naturelle s'élève à environ 2,4 millisievert (mSv) par personne annuellement (UNSCEAR, 2000). Cette dose varie selon le type d'alimentation et l'emplacement géographique. Par exemple, la radiation de source cosmique est de 0,35 mSv/an à Victoria, en Colombie-Britannique, alors qu'elle s'élève à 0,56 mSv/an à Calgary (GA, 2008). La figure 2.4 illustre comment la dose d'exposition naturelle moyenne reçue dans certaines villes canadiennes se compare à celle observée dans le reste du monde.

Un bruit de fond radioactif naturel existe, auquel tout organisme est exposé. Cependant, certaines circonstances peuvent entraîner une augmentation de la radioactivité (IRSN (1), 2013).

- L'accumulation du radon-222, un élément gazeux descendant de l'uranium-238 dans des endroits mal ventilés, particulièrement le socle est plus riche en uranium.
- Les technologies et procédés de production de certaines activités industrielles (par exemple, les industries extractives, dont l'extraction et le traitement du minerai d'uranium) vont modifier l'équilibre de la radioactivité naturelle contenue dans la matière extraite et concentrer, après traitement, les isotopes descendants dans les résidus miniers. Dans ce cas, la radioactivité naturelle est technologiquement renforcée. L'accumulation de cette radioactivité représente un risque d'exposition humaine et de dissémination dans l'environnement.

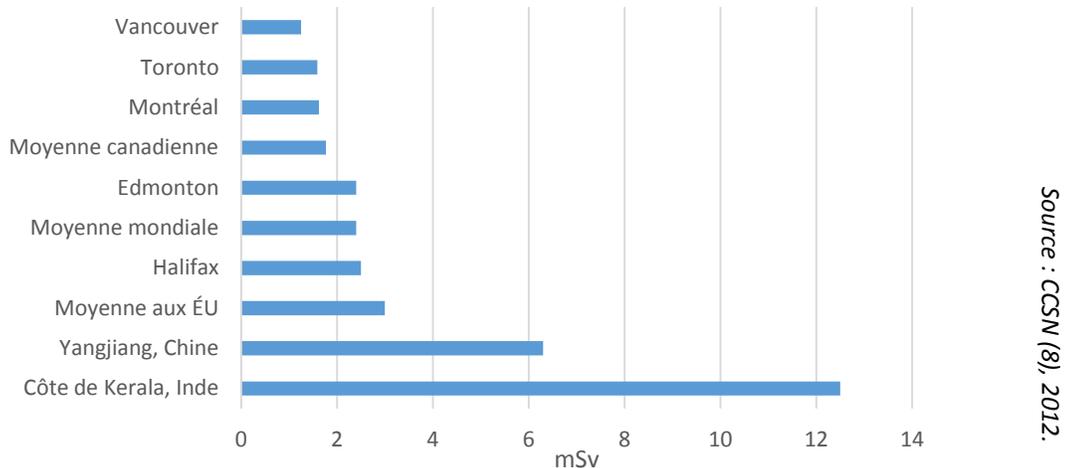


Figure 2.4 : Dose efficace annuelle moyenne de source naturelle.

#### 2.4.1.2 LA RADIOACTIVITÉ DE SOURCE ARTIFICIELLE

Nous sommes également exposés à des doses de radioactivité issues de sources artificielles. Les sources artificielles de rayonnement provenant d'interventions médicales (examens aux rayons X, diagnostics, traitements) représentent une dose d'environ 1,2 mSv/an (CCSN (8), 2012). Les autres sources de radioactivité d'origine artificielle, mineures en comparaison de celles d'origine médicale, proviennent par exemple des centrales nucléaires ou des retombées atmosphériques résultant d'essais d'armes nucléaires réalisés par le passé. La Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN), l'organisme fédéral de réglementation des installations et des

matières nucléaires au Canada, établit toutefois des limites de dose de rayonnement afin de protéger la population contre une surexposition au rayonnement ionisant provenant d'installations nucléaires ou de substances nucléaires autorisées au Canada. Cette limite de dose pour la population est de 1 mSv année. Il convient de noter qu'aucune limite de dose ne s'applique aux patients qui subissent un examen ou un traitement médical impliquant des rayonnements ionisants. Les substances radioactives utilisées médicalement dans un contexte diagnostique ou thérapeutique génèrent des doses efficaces qui se situent entre 0,01 et plus de 70 mSv (Mettler et coll., 2008). Le tableau 2.5 présente des exemples de doses déposées selon les types de radiographies reçues.

Tableau 2.5 : Dose transmise aux organes selon le type d'examen radiologique.

Examen	Organe	Dose (mSv)
Radiographie dentaire	cerveau	0,01
Radiographie de la poitrine	poumons	0,1
Mammographie de dépistage	seins	3
Tomodensitométrie abdominale (adulte)	estomac	10
Tomodensitométrie abdominale (néonatale)	estomac	20

Source: CCSN (8), 2012.

Le tableau 2.6 montre que la majeure partie du rayonnement auquel les humains sont exposés est d'origine naturelle (88 %) et que la majeure partie du rayonnement de source artificielle est d'origine médicale (11 %). Il est important de noter que l'augmentation de la fréquence et des types d'interventions prodiguées au cours des dernières décennies (Loftus et coll., 2013) tend à modifier cette proportion. La CCSN estime que présentement le rayonnement naturel représente approximativement 60% de la dose annuelle alors que les interventions médicales représente approximativement 40% de cette dernière (CCSN (8), 2012)

Les organismes vivants ne font pas la distinction entre une radiation d'origine naturelle ou artificielle. Lorsqu'une dose de rayonnement est reçue, il n'y a pas de différence quant aux effets causés, que le rayonnement provienne d'une source naturelle ou artificielle.

Tableau 2.6 : Contributions des diverses sources de radiations au Canada.

Source	Contribution (%)	
Naturelle (88 %) :	Radon-222	48
	Rayonnement gamma	14
	Alimentation (sources internes)	12
	Rayons cosmiques	10
	Radon-220	4
Artificielle (12 %) :	Applications médicales	11
	Autres sources	1

Source : BAPE, 2002.

L'exposition à la radioactivité naturelle peut être accrue dans certains environnements de travail, tels que le secteur minier, où les travailleurs peuvent être exposés à des radionucléides naturels concentrés dans un minerai, ou bien dans le secteur de l'aviation, où les membres d'un équipage en vol pendant 20 heures par mois s'exposent à des doses pouvant atteindre 5 mSv/an.

## 2.5 LES CARACTÉRISTIQUES CHIMIQUES DE L'URANIUM ET SA MOBILITÉ DANS L'ENVIRONNEMENT

La solubilité de l'uranium dans un milieu influence sa capacité à être absorbé par différents organismes. La toxicité chimique de l'uranium est par conséquent grandement liée à sa solubilité et à sa mobilité dans l'environnement (le comportement et la toxicité chimique de l'uranium sont identiques pour l'ensemble de ses isotopes, à l'inverse de la radiotoxicité qui est spécifique à chaque isotope). Cette disposition de l'uranium à se solubiliser dans certaines conditions dépend de ses propriétés chimiques et d'autres facteurs géologiques et biologiques (Vandenhove et coll., 2010). Ces derniers sont présentés ci-dessous et résumés au tableau 2.7.

### 2.5.1 LE DEGRÉ D'OXYDATION

L'état d'oxydation de l'uranium, c'est-à-dire son état électronique par rapport à sa configuration élémentaire, influe sur sa solubilité. Dans les milieux naturels, l'uranium possède deux degrés d'oxydation stables :

- $U^{4+}$ , la forme tétravalente immobile, que l'on retrouve par exemple dans le dioxyde d'uranium ( $UO_2$ ), qui compose principalement l'uraninite;
- $U^{6+}$ , la forme hexavalente soluble, la forme la plus répandue en milieu aqueux (Sheppard et coll., 2005), que l'on observe sous la forme de l'ion uranyle  $UO_2^{2+}$ .

Dans certaines conditions propices, en milieu oxydant et acide par exemple, l'uranium tétravalent est oxydé pour former l'ion uranyle  $UO_2^{2+}$ . Ce dernier peut interagir avec différentes molécules chimiques naturellement présentes dans l'environnement et former des composés plus ou moins solubles, ce qui influence sa mobilité.

À l'inverse, dans un milieu réducteur (en l'absence d'oxygène, par exemple), l'uranium hexavalent est réduit et précipite sous la forme immobile  $UO_2$ .

Le degré d'oxydation de l'uranium ne dépend pas seulement de la présence d'oxygène, mais également de celle de microorganismes, de produits de dégradation du bois, de gaz naturel, ou de sulfures présents dans les sédiments et les roches, qui possèdent tous la capacité de réduire l'uranium hexavalent (Sachs et coll., 2006).

### 2.5.2 LA SPÉCIATION

Lorsqu'il est dissous, l'uranium interagit avec différentes molécules organiques ou inorganiques du milieu, ce qui mène à la formation d'espèces chimiques diverses. La spéciation de l'uranium représente l'ensemble de ces espèces chimiques. Chaque espèce possède des propriétés uniques, dont la solubilité dans l'eau. La formation d'une espèce dépend de plusieurs facteurs tels le pH du milieu, son potentiel d'oxydoréduction, la constitution chimique du sol ou la présence de microorganismes. Il est important de connaître la spéciation de l'uranium afin d'être en mesure de prédire sous quel forme on le retrouvera dans les conditions environnementales propres à une région, et ainsi d'estimer sa mobilité dans l'écosystème.

Par exemple, en milieu acide (à pH faible) et dans des conditions oxydantes, l'espèce dominante de l'uranium est l'ion uranyle  $UO_2^{2+}$ , une espèce mobile et soluble dans l'eau. Cet ion peut toutefois interagir avec différents minéraux comme les argiles (CEAEQ (1), 2013), ce qui diminue sa mobilité dans l'environnement. Dans les sols acides qui possèdent une forte proportion de ces minéraux, la mobilité de l'uranium sera réduite. Dans des conditions de pH neutre, des composés de type hydroxy (ex. :  $UO_2OH^+$ ) se forment progressivement (CCME, 2007), alors qu'en milieu alcalin (à pH élevé) les composés carbonates deviennent les espèces principales (ex. :  $UO_2CO_3$ ,  $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ ). Ces composés carbonates neutres ou chargés négativement sont très stables dans l'eau et ont peu

tendance à être absorbés par les matériaux environnants. Par conséquent, à pH élevé, c'est-à-dire dans les sols ou les systèmes aquatiques alcalins possédant des ligands carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), l'uranium peut être transporté dans l'écosystème sur de longues distances.

### 2.5.3 LA SORPTION

La sorption est le processus par lequel l'uranium est adsorbé à la surface d'un matériau solide. Différents mécanismes de sorption existent, mais les interactions électrostatiques, c'est-à-dire les interactions entre deux particules chargées positivement ou négativement, jouent souvent un rôle important dans ce processus (Adamczyk et Warszynski, 1996). Certains matériaux naturellement présents dans le sol sont chargés électrostatiquement, c'est-à-dire que les molécules situées en surface possèdent des électrons en trop (la surface est alors chargée négativement), ou possèdent des électrons en moins (la surface est chargée positivement). L'uranium dissous, souvent présent sous la forme de particules chargées, pourra ainsi interagir avec ce type de matériau et être adsorbé.

La sorption altère la disponibilité et la mobilité de l'uranium dans l'environnement. Par exemple, en milieu acide, l'ion uranyle  $\text{UO}_2^{2+}$  soluble peut interagir avec des oxydes présents à la surface de minéraux et ainsi être adsorbé. Les argiles chargées négativement agissent dans certaines conditions comme des sols séquestreurs et contribuent à diminuer la mobilité de l'uranium. La migration de l'uranium est donc plus lente dans un sol argileux que dans un autre type de sol, d'autant plus que la faible perméabilité des sols argileux, comparativement à celle des sols sablonneux, réduit la vitesse de percolation de l'eau qui transporte l'uranium dissous (Sheppard et Thibault, 1984; IRSN (2), 2013). L'uranium peut aussi être adsorbé à la surface de particules colloïdales présentes dans l'eau. Un colloïde est une substance en suspension, dont les particules sont dispersées régulièrement dans une autre substance comme un liquide, de l'eau par exemple. Les particules colloïdales sont très grandes par rapport aux molécules de l'eau. Puisque ces particules en suspension sont mobiles, l'uranium peut être transporté dans les eaux de surface ou souterraines (Othmane, 2012).

La sorption (et la désorption) de divers éléments (calcium, magnésium, fer, etc.) se produit constamment dans la nature et influence grandement la mobilité de l'uranium dans l'environnement.

### 2.5.4 LA GÉOMICROBIOLOGIE

La géomicrobiologie est l'étude des bactéries qui « métabolisent » les métaux tels que le manganèse et l'uranium. Elles possèdent la capacité de transformer des molécules environnantes, comme des composés d'uranium, en changeant leur degré d'oxydation, de la même manière que les animaux utilisent l'oxygène pour le transformer en dioxyde de carbone.

Certaines bactéries peuvent ainsi réduire le degré d'oxydation de l'uranium et le transformer en une forme insoluble, ce qui a pour conséquence de réduire sa mobilité dans l'environnement. À l'inverse, d'autres microorganismes peuvent oxyder l'uranium (augmenter son degré d'oxydation et sa solubilité), et ainsi augmenter sa disponibilité. Il existe aussi des bactéries qui peuvent diminuer la quantité d'uranium dans l'environnement par des processus d'accumulation intracellulaire.

La transformation et l'accumulation des métaux par l'activité bactérienne ont un impact majeur sur la mobilité et la disponibilité de divers métaux toxiques dans l'environnement, dont l'uranium. La géomicrobiologie est aujourd'hui utilisée dans la restauration naturelle de sites d'exploitation uranifère (Selenska-Pobkell, 2002; Markich et Twining, 2012).

## 2.5.5 LA BIODISPONIBILITÉ

La biodisponibilité de l'uranium représente son aptitude à être assimilé par différents organismes vivants.

L'uranium est présent naturellement dans les sols, mais sa forme chimique influe grandement sur sa capacité à être absorbé par les organismes. Le métal sous sa forme réduite et solide n'est pas directement assimilable par les organismes. Par exemple, le dioxyde d'uranium ( $\text{UO}_2$ ), qui représente le composé majoritaire d'uranium dans le minerai d'uraninite (à l'intérieur duquel l'uranium est présent sous la forme réduite  $\text{U}^{4+}$ ) n'est pas bioassimilable. Cependant, lorsqu'il est oxydé, l'ion uranyle  $\text{UO}_2^{2+}$  formé (que l'on retrouve dans certaines conditions comme en milieu plus acide (Jeambrun, 2012), représente la forme la plus biodisponible de l'uranium. Par conséquent, plus les sols sont acides, plus les taux d'assimilation de l'uranium par les végétaux sont élevés.

Une étude effectuée en laboratoire sur des pousses de moutarde démontre bien l'incidence du pH, c'est-à-dire le niveau d'acidité, sur la biodisponibilité de l'uranium. Cette étude a montré que la concentration d'uranium dans les pousses était très faible (5 mg/kg), même si ces dernières étaient exposées à un sol dans lequel une grande quantité d'uranium avait été ajouté (750 mg/kg). Lorsque les chercheurs ont augmenté l'acidité du sol en y ajoutant de l'acide citrique, la concentration de l'uranium dans les pousses est passée de 5 mg/kg à 5000 mg/kg (CEAEQ (1), 2013; Huang et coll., 1998).

Bien que plusieurs modes de transfert existent, l'uranium est principalement transféré du sol aux végétaux par les racines. Il tend toutefois à s'adsorber et à rester à la surface des tissus racinaires. Par conséquent, la concentration d'uranium dans les végétaux sera souvent plus élevée dans les racines que dans le reste de l'organisme (AIEA, 1985).

Cette notion de biodisponibilité est intimement liée à celle de la bioaccumulation, c'est-à-dire la capacité que possèdent certains organismes à absorber un élément présent en très faible concentration dans l'environnement. Elle est également liée à la bioconcentration, phénomène que l'on observe lorsqu'un organisme, après avoir accumulé un contaminant provenant de son milieu, possède une concentration de ce contaminant supérieure à celle présente dans l'environnement. Dans une étude des transferts de radionucléides entre l'environnement aquatique et les tissus de poissons de la région d'Elliott Lake (Ontario, Canada), Pyle et Clulow (1997) ont mesuré dans les arrêtes de poisson des teneurs en  $^{226}\text{Ra}$  supérieures de 110 à 170 fois celles mesurées dans les eaux avoisinantes et de 20 à 30 fois celles dans les sédiments lacustres.

De façon générale, les critères applicables aux métaux sont souvent rapportés en métaux totaux extractibles. Ces critères sont basés sur des modèles appliqués de façon conservatrice puisqu'ils sont susceptibles d'être appliqués dans une variété de cas. Lorsque le critère est rencontré, sauf exception, on peut conclure que le risque est acceptable. S'il est dépassé, deux options sont possibles. On peut conclure que le risque n'est pas acceptable et en effectuer sa gestion ou encore raffiner l'estimation du risque en effectuant une étude spécifique à la problématique ou au site en question.

Lorsque la seconde option est choisie, la biodisponibilité fera partie des paramètres à évaluer. Cette évaluation requiert nombre de tests (p. ex. identification des espèces chimiques présentes, extractions chimiques sélectives, bioessais afin d'évaluer la toxicité pour différents récepteurs et voies d'exposition) et les résultats qui en résulteront ne s'appliqueront qu'à une problématique ou à un site en particulier. Si les résultats obtenus montrent que le risque peut être acceptable dans un cas particulier malgré un dépassement du critère, on ne peut néanmoins conclure que le critère est invalide de façon générale. Étant donné l'ampleur des tests demandés et les difficultés d'interprétation des résultats, on comprend que les études sur la biodisponibilité sont généralement appliquées qu'à des cas d'envergure ou complexes.

Tableau 2.7 : Résumé des caractéristiques de l'uranium et de procédés qui influent sur sa mobilité dans l'environnement.

Facteur d'influence sur la mobilité	Forme observée	Caractéristiques
<b>Degré d'oxydation</b>	Forme tétravalente $U^{4+}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Forme immobile</li> <li>- <math>UO_2</math> solide (forme majoritaire dans l'uraninite)</li> <li>- Présente en milieu réducteur</li> </ul>
	Forme hexavalente $U^{6+}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Peut former des composés solubles, ce qui augmente sa mobilité</li> <li>- Ion uranyle <math>UO_2^{2+}</math></li> <li>- Présente en milieu oxydant</li> <li>- Présente en faible proportion dans l'uraninite sous la forme solide de <math>UO_3</math></li> </ul>
<b>Spéciation de la forme hexavalente</b>	Ion uranyle $UO_2^{2+}$	<p>pH acide à neutre :</p> <p>L'uranium est soluble mais peut interagir avec des matériaux fixes, ce qui diminue grandement sa solubilité</p>
	Espèces carbonates $(UO_2CO_3, UO_2(CO_3)_2^{2-})$	<p>pH basique :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Très stables dans l'eau</li> <li>- Peu absorbé par les matériaux</li> <li>- Uranium très mobile, peut être transporté dans l'écosystème sur de longues distances</li> </ul>
<b>Sorption</b>	Ion uranyle $UO_2^{2+}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Interagit avec des matériaux chargés négativement ou possédant des oxydes</li> <li>- Mobilité réduite</li> </ul>
<b>Géomicrobiologie</b>	Forme tétravalente $U^{4+}$	Peut être oxydée par certaines bactéries
	Forme hexavalente $U^{6+}$	Peut être réduite par certaines bactéries
<b>Biodisponibilité</b>	$UO_2$ solide ( $U^{4+}$ )	Peu assimilable par les organismes vivants
	Ion uranyle $UO_2^{2+}$ ( $U^{6+}$ )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Espèce principalement absorbable</li> <li>- Diminution de la mobilité si absorbé</li> </ul>
	Espèces carbonates ( $U^{6+}$ ) $(UO_2CO_3, UO_2(CO_3)_2^{2-}, \text{etc.})$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Absorbable par les organismes vivants</li> <li>- Mobilité élevée</li> </ul>

## 2.6 MOBILITÉ DU THORIUM ET DES DESCENDANTS DE L'URANIUM : RADIUM, POLONIUM ET PLOMB

Le thorium est principalement présent dans l'environnement à l'état d'oxydation 4+. Les propriétés chimiques du thorium tétravalent sont similaires à celles de l'uranium tétravalent. Tout comme ce dernier, il est peu soluble dans l'environnement, quoique sa solubilité augmente en milieu très acide ( $\text{pH} < 3$ ), où il peut se trouver sous la forme ionique ( $\text{Th}^{4+}$ ). S'il y a augmentation du pH, il forme rapidement des composés non solubles de type hydroxy  $\text{Th}(\text{OH})_4$  ainsi que des oxydes, de même que des composés carbonates ou phosphates (IRSN (6), 2013). Le thorium demeure donc quasi insoluble dans les conditions naturelles : bien qu'il soit trois fois plus abondant que l'uranium dans la croûte terrestre, il est rarement présent en teneurs mesurables dans les eaux naturelles.

Comme l'uranium et l'ensemble des actinides, le thorium forme des liaisons fortes avec les atomes d'oxygène. Sous sa forme soluble, il se lie à divers oxydes de fer (par exemple avec la goethite ( $\text{Fe}(\text{O})\text{OH}$ )) ou aux argiles, et il peut également se lier aux atomes d'oxygène de la matière organique en suspension. Le thorium est un élément peu soluble, et dans les conditions de pH acide où on le retrouve sous sa forme ionique, il est très majoritairement lié aux phases solides de l'écosystème. Il possède donc une faible mobilité dans l'environnement par comparaison avec celle de l'uranium.

Le radium possède un seul degré d'oxydation dans l'environnement (2+). Cet ion peut former des sels solubles en milieu aqueux sous la forme de chlorures ( $\text{RaCl}_2$ ), de bromures ( $\text{RaBr}_2$ ) ou de nitrates ( $\text{Ra}(\text{NO}_3)_2$ ), mais forme des composés très insolubles avec des hydroxydes ( $\text{Ra}(\text{OH})_2$ ), des carbonates ( $\text{RaCO}_3$ ) ou des sulfates ( $\text{RaSO}_4$ ) (Schweitzer et Pesterfield, 2004; Kirby et Salutsky, 1964). En général, le radium est peu mobile dans les sols, car il se fixe facilement aux sols argileux et aux autres types de sol, ainsi qu'à la matière organique (Jeambrun, 2012).

Contrairement au radium, le polonium peut adopter plusieurs formes et degrés d'oxydation dans l'intervalle complet de pH. À pH plus faible ainsi qu'à pH neutre, tout dépendant du potentiel d'oxydoréduction du milieu, le polonium peut se trouver à l'état d'oxydation 2+ ( $\text{Po}^{2+}$ ) ou à l'état d'oxydation 4+ ( $\text{PoO}_2$  solide). En milieu basique, on le trouve surtout sous sa forme tétravalente (par exemple,  $\text{PoO}_3^{2-}$  soluble ou  $\text{Po}(\text{OH})_2$  insoluble). Le polonium 4+, insoluble et immobile, constitue toutefois la forme prédominante dans les milieux naturels. À l'instar du thorium, il forme des interactions avec la surface de divers matériaux (par exemple des argiles organiques), ce qui diminue sa mobilité (Jeambrun, 2012).

Dans la nature, le plomb se trouve principalement au degré d'oxydation 2+, et ce, quel que soit le pH. En milieu acide à neutre, on le trouve principalement sous la forme soluble  $\text{PbOH}^+$ , alors qu'en milieu basique il précipite pour former un oxyde  $\text{PbO}$  (Schweitzer et Pesterfield, 2004). Le plomb demeure un élément très peu soluble, puisqu'il est rapidement et fortement absorbé par la matrice des sols (Jeambrun, 2012).

Tel qu'illustré dans les sections précédentes, la mobilité de l'uranium et de ses descendants dans l'environnement est complexe et nécessite une bonne connaissance des aspects chimiques et biologiques du milieu. Cette compréhension est essentielle, puisque la mobilité et la disponibilité d'un élément ont un impact important sur l'exposition des populations (humaines, végétales et animales).

### 3 L'URANIUM DANS LA SOCIÉTÉ

#### Sommaire

L'uranium est un métal lourd assez abondant sur Terre, en particulier dans les granites et les roches sédimentaires. Sa radioactivité est due à sa lente transformation en plomb, ce qui produit un peu de chaleur. Ses deux isotopes principaux sont l'uranium-238, le plus abondant, et l'uranium-235, plutôt rare. L'uranium est soluble et mobile dans des conditions de surface. On l'a d'abord utilisé comme colorant, puis dans des applications médicales. La découverte de l'instabilité de l'uranium-235 au milieu du xx<sup>e</sup> siècle a permis de mettre au point des applications militaires et civiles pour la production d'énergie électrique. Quatre cent quarante centrales commerciales produisent 12 % de l'électricité mondiale, et l'uranium sert à produire les radio-isotopes utilisés en médecine, en agriculture et dans l'alimentation. Les centrales consomment environ 64 000 tonnes d'uranium par année, dont 55 000 tonnes proviennent de mines, et le reste, du recyclage des armes atomiques et de combustible nucléaire usé. Le nombre de centrales augmente très lentement, et elles deviennent de plus en plus efficaces. On estime qu'en 2035 les besoins en uranium se situeront entre 98 000 et 136 000 tonnes. Vingt-deux pays exploitent l'uranium, que ce soit par lixiviation *in situ* (ex. : Kazakhstan) ou dans des mines à ciel ouvert (ex. : Namibie) pour des gisements proches de la surface, ou dans des mines souterraines pour des gisements en profondeur (ex. : Saskatchewan). L'uranium est aussi un coproduit de l'extraction d'autres substances, comme le phosphore ou les terres rares.

### 3.1 À QUOI SERT L'URANIUM?

L'uranium a d'abord été utilisé pour colorer le verre, la céramique ou la faïence en jaune et en vert. Les peuples autochtones Navajo et Ute utilisaient un minéral d'uranium, la carnotite, pour décorer leur corps. Au XIX<sup>e</sup> siècle, les sels d'uranium étaient utilisés pour soigner le diabète, les ulcères et la tuberculose. Au début du XX<sup>e</sup> siècle, on extrayait des minerais d'uranium un autre élément très radioactif, le radium, que l'on utilisait dans des applications anticancéreuses et pour la fabrication de peinture luminescente. En se désintégrant, le radium produit du radon, un gaz radioactif. Le radium a des propriétés comparables à celles du calcium.

Les travaux de physiciens tels que Niels Bohr, Albert Einstein et Leó Szilárd ont mené à l'utilisation des propriétés radioactives de l'uranium dans des applications militaires, puis civiles. Peu avant la Seconde Guerre mondiale, Enrico Fermi et son équipe découvrirent que le noyau de l'uranium-235 est instable lorsqu'il reçoit un neutron : il se divise alors en fragments, par fission, ce qui dégage une forte quantité d'énergie sous forme de chaleur et de rayons gamma. Cette réaction peut se produire en chaîne et conduire à une explosion atomique. C'est cette technologie qui sera développée dans le cadre du projet Manhattan aux États-Unis et qui mènera aux bombardements atomiques d'Hiroshima et de Nagasaki en 1945.

À plus faible concentration d'uranium-235, la fission peut être contrôlée et dégager de la chaleur : c'est ce qui se produit dans les centrales nucléaires. La chaleur est extraite soit par de l'eau lourde (riche en deutérium ou  $^2\text{H}_2\text{O}$ ), soit par des liquides refroidissants plus complexes. Le potentiel d'énergie de l'uranium est considérable : un kilogramme d'uranium naturel permet de faire fonctionner un radiateur de 1000 W pendant plus de 14 ans, tandis qu'un kilogramme de pétrole le ferait chauffer 12 heures, et un kilogramme de charbon, 6 heures. Il existe aussi des réacteurs de recherche, plus petits. On en compte 280 dans le monde, dont 7 au Canada; l'Université de Montréal (École Polytechnique) en possède un.

La radioactivité produite par les centrales a permis de mettre au point un grand nombre d'applications civiles, et ce, dans plusieurs domaines, dont la médecine, l'agriculture et l'alimentation. Dans la plupart des cas, on utilise des radio-isotopes issus de la désintégration de l'uranium. L'uranium a aussi des applications maritimes et militaires.

### 3.2 QUELLE EST LA CONSOMMATION MONDIALE D'URANIUM ET COMMENT ÉVOLUERA-T-ELLE?

L'électricité nucléaire est produite depuis 1954, et des réacteurs ont été installés dans 33 pays. À la fin de 2010, 440 réacteurs nucléaires commerciaux étaient raccordés à des réseaux électriques dans le monde, représentant une capacité électrique de 375 GW, ce qui permettait de produire 12,3 % de l'électricité mondiale et 5,1 % de l'énergie primaire totale dans le monde. La consommation d'uranium était de 63 875 tonnes, alors que la production primaire (issue des mines) était de 54 670 tonnes d'uranium. La différence provenait des stocks militaires et civils.

Depuis 10 ans, le nombre de centrales nucléaires, et leur capacité électrique totale, sont restés stables. Cela illustre les difficultés de mise en service de nouvelles unités de production. Le parc nucléaire mondial s'est donc très peu renouvelé. L'âge médian des centrales nucléaires en 2002 était de 19 ans, et il est passé à 27 ans en 2011. Puisque la consommation énergétique mondiale a augmenté, la part du nucléaire dans l'approvisionnement énergétique mondial a diminué au profit des hydrocarbures, du charbon et des énergies renouvelables.

La consommation future d'uranium peut être anticipée sur la base de la consommation actuelle et des centrales en construction ou en projet. En effet, la construction de centrales nucléaires demande des investissements très importants et prend du temps. On peut donc prévoir la consommation en fonction de la capacité nucléaire

installée. Le nombre de réacteurs croît lentement, et les réacteurs sont de plus en plus efficaces. Ainsi, on a pu réduire les besoins en uranium par kWh en Europe de 25 % en 20 ans.

L'Agence Internationale de l'énergie atomique (AIEA, ou IAEA en anglais) a indiqué que 5900 GW (gigawatts, 1 GW étant égal à  $10^9$  W) de capacité électrique supplémentaire seraient nécessaires d'ici 2035 si la demande continue de croître au rythme actuel et si les infrastructures sont rajeunies (figure 3.1). Les deux tiers de la demande se situeront en Chine et en Inde. En 2012, l'AIEA estimait qu'en 2035, compte tenu des effets politiques de l'accident de Fukushima Daiichi, la demande annuelle pourrait se situer entre 501 GW et 746 GW. Cette évaluation révisée est probablement encore assez optimiste; cependant, chaque GW de nouvelle capacité requiert de 300 à 450 tonnes d'uranium au démarrage, puis environ 150 tonnes d'uranium pour la production annuelle. On peut donc estimer qu'en 2035 les besoins en uranium se situeront entre 97 645 et 136 385 tonnes par année.

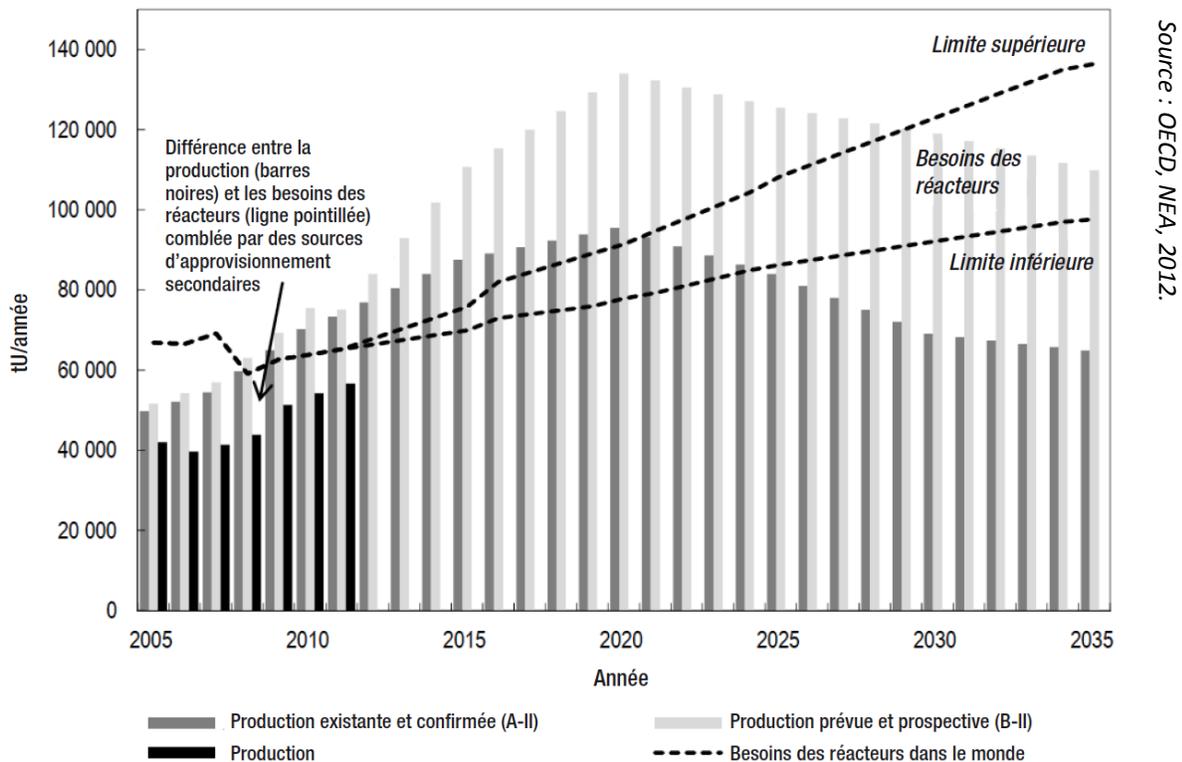


Figure 3.1 : Production annuelle d'uranium actuelle et prévue et besoins estimatifs des réacteurs nucléaires dans le monde jusqu'en 2035.

Toutefois, il y a lieu de considérer ces prévisions avec prudence. En effet, la demande dépend de plusieurs facteurs conflictuels : l'augmentation de la consommation d'électricité dans un contexte de croissance démographique et de changement climatique, la compétitivité du nucléaire par rapport à d'autres sources d'énergie (pétrole, charbon, shale gazéifié...), la gestion des déchets et l'attitude du public vis-à-vis de l'énergie nucléaire. De plus, le parc de centrales est vieillissant, 289 réacteurs dans le monde ayant plus de 25 ans. L'installation de nouveaux réacteurs est lente. Ainsi, sans une prolongation de la durée de vie des centrales, la capacité nucléaire mondiale pourrait décliner rapidement.

### 3.3 QUELLES SONT LES SOURCES D'URANIUM?

Un gisement est une concentration minérale exploitable économiquement (Jébrak et Marcoux, 2008). Il faut donc que sa teneur soit suffisante pour que l'extraction de l'uranium rapporte plus qu'il n'en coûte en exploitation et en traitement. Les teneurs des gisements d'uranium sont extrêmement variables, allant de quelques centaines de grammes par tonne (300 ppm à Rössing, Namibie) à plusieurs centaines de kilogrammes par tonne (presque 20 % à McArthur River, en Saskatchewan). La taille du gisement joue aussi un rôle essentiel : on exploitera plus facilement un gisement à faible teneur si le volume de minerai est important. Les gisements exploités peuvent contenir jusqu'à quelques dizaines de milliers de tonnes d'uranium. Ce sont de petits gisements si on les compare aux immenses exploitations de fer, de cuivre ou de charbon. La profondeur du gisement détermine les coûts d'exploitation, un gisement en surface coûtant toujours moins cher qu'un gisement en profondeur. La méthode d'exploitation est très variable et influe considérablement sur les coûts de production. Enfin, l'association minéralogique peut aussi bien faciliter l'exploitation (par exemple si l'uranium se trouve dans des minéraux solubles ou s'il y a présence de coproduits présentant un intérêt économique comme l'or, les terres rares ou le nickel) que la compliquer, voire l'empêcher complètement si l'uranium est piégé dans des minéraux réfractaires.

Dans la nature, un grand nombre de processus sédimentaires, magmatiques et métamorphiques sont capables de concentrer l'uranium jusqu'à des teneurs économiques (Dill, 2010; Cuney, 2010). C'est pour cette raison que l'on peut découvrir des gisements d'uranium dans différents types de roches. L'AIEA développe depuis plusieurs dizaines d'années une classification des gisements d'uranium. D'usage très répandu, cette classification repose à la fois sur la nature des roches encaissantes et les processus de concentration. C'est donc une classification mixte, mais elle reflète bien les enjeux industriels. Une classification plus homogène basée sur la genèse des gisements a été proposée par Cuney (2009, 2010) et Skirrow et coll. (2009).

L'uranium est principalement extrait de mines où il constitue la principale valeur économique (tableau 3.1), mais il peut aussi être associé à d'autres substances et constituer alors un coproduit (si sa valeur est suffisante), ou encore se trouver dans un résidu minier qui n'est pas valorisé. Il existe aussi des sources d'uranium secondaires, sous la forme de résidus industriels où l'uranium n'est pas valorisé. Enfin, de l'uranium issu de stocks militaires et civils, ainsi que du combustible nucléaire usé, peuvent être recyclés pour servir de combustible dans des centrales nucléaires de production d'énergie électrique.

Tableau 3.1 : Sources d'uranium.

Source/nature	
Primaire (mine)	Produit principal
	Coproduit
	Résidus miniers
Secondaire	Résidus industriels
	Recyclage nucléaire

### 3.4 LA PRODUCTION DE L'URANIUM

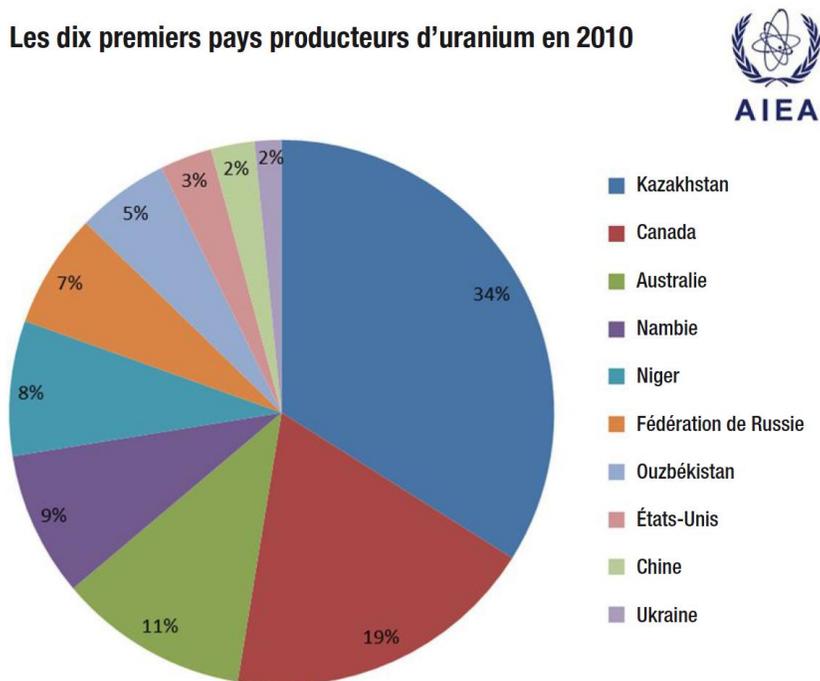
Si l'uranium fut découvert en Europe, les premiers gisements économiques d'uranium furent découverts au Colorado en 1898. Leur première utilisation consista cependant à produire du radium, un élément radioactif issu de la désintégration de l'uranium, très peu abondant : il avait fallu 8 tonnes de pechblende à Pierre et Marie Curie pour produire 1 gramme de radium, et la production américaine de radium entre 1912 et 1922 totalisa 172 grammes! Au Canada, le premier indice d'uranium fut découvert en 1847 sur la rive orientale du lac Supérieur. On trouva ensuite de l'uranium dans une pegmatite à mica au Québec en 1897, sans doute près de Gatineau.

#### 3.4.1 LA PRODUCTION D'URANIUM DANS LE MONDE

En 2012, la production totale des mines d'uranium s'est élevée à 58 394 tonnes, ce qui couvre 86 % de la demande des réacteurs nucléaires dans le monde, le reste du combustible provenant d'uranium secondaire. Cela représente 25 % de plus qu'en 2008, augmentation essentiellement attribuable au Kazakhstan, actuellement le premier producteur mondial. La croissance de la production a été plus faible au Canada, en Chine, en Inde, en Namibie, au Niger, aux États-Unis et en Ouzbékistan (figure 3.2).

Vingt-deux pays ont déclaré une production en 2010, soit deux de plus qu'en 2008 (et trois de plus qu'en 2012), le Malawi débutant une production et l'Allemagne récupérant l'uranium des mines réhabilitées (figure 3.3). L'avenir de la production dépendra des mines actuellement en développement; il y en a plus d'une dizaine, notamment en Australie, au Canada, en Namibie et au Kazakhstan.

Les dix premiers pays producteurs d'uranium en 2010



Source : OECD, NEA, 2012.

Production d'U totale en 2010 : 54 670 tU



Source : Uranium 2011 : Ressources, production et demande

Figure 3.2 : Les dix principaux pays producteurs d'uranium dans le monde.

La production d'uranium dans la zone de l'OCDE a reculé d'environ 3% en un an, assurant tout près de 31% des besoins en uranium des pays de l'OCDE en 2011. Pour alimenter les réacteurs de la zone de l'OCDE, il a donc fallu, au cours des dernières années, avoir recours aux importations et aux sources secondaires d'uranium, à savoir les stocks, le retraitement du combustible utilisé, le démantèlement des armes nucléaires et le réenrichissement de l'uranium appauvri. La principale source résulte de l'accord entre les États-Unis et la Russie (HEU), signé en 1993, qui visait à transformer les armes soviétiques en 15 000 tonnes de combustible nucléaire. Cet accord a expiré en 2013.

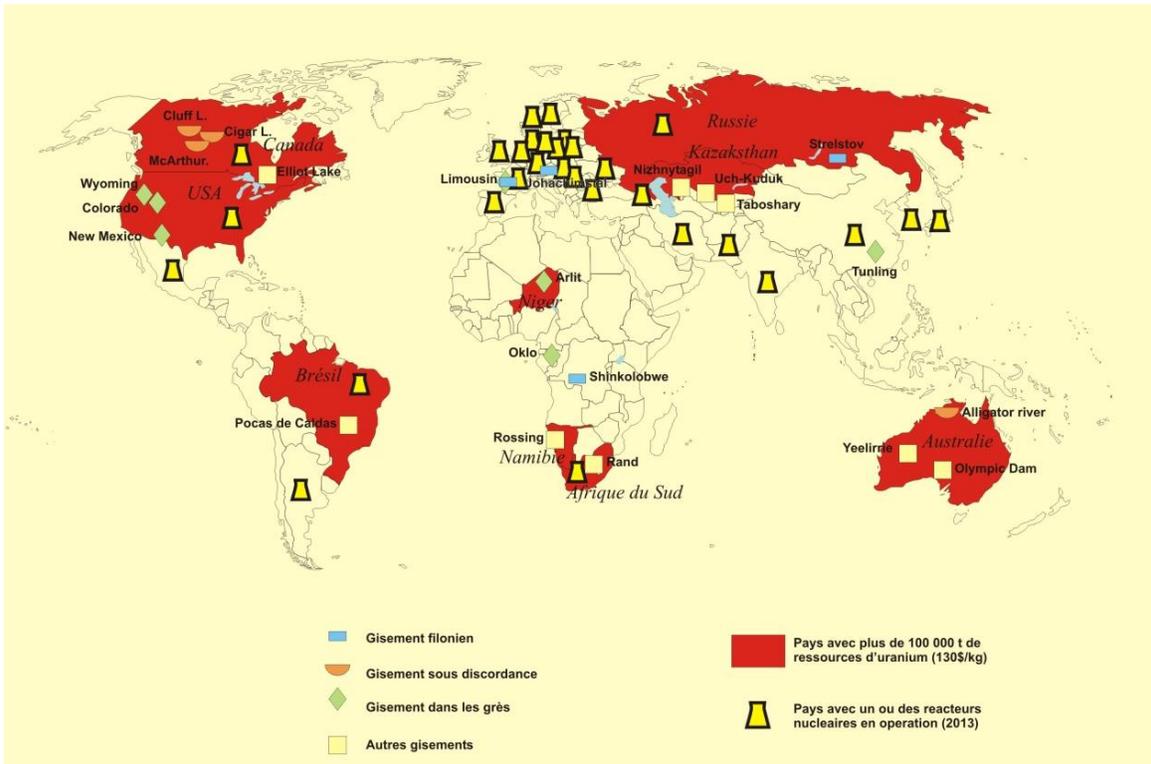


Figure 3.3 : Carte des principaux gisements d'uranium, des grands pays producteurs et des pays disposant de centrales nucléaires dans le monde, en 2012.

### 3.4.2 COMMENT EXPLOITE-T-ON L'URANIUM?

Pour la plupart, les mines d'uranium utilisent des technologies similaires à celles employées dans les autres mines de métaux. Elles font néanmoins l'objet d'une surveillance toute particulière en termes de santé et de sécurité. Compte tenu de la diversité des types de gisements d'uranium et de la très grande variabilité des teneurs (de quelques centaines de ppm à plusieurs dizaines de pour cent), il existe également une grande variété de technologies minières pour ce métal, dont quatre principales :

- L'exploitation par lixiviation *in situ* est aujourd'hui la plus importante au monde (39 % de l'uranium produit). Ce mode d'exploitation, bien connu pour le sel, se développe au Kazakhstan pour l'uranium. Il nécessite toutefois l'emploi de solvants, acides ou alcalins, lorsque le gisement se situe en profondeur.
- L'exploitation souterraine est la deuxième par importance (32 % de l'uranium produit); c'est celle principalement utilisée en Saskatchewan à cause de la profondeur où se trouvent les gisements. Les

teneurs dépassant quelques pour cent nécessitent une exploitation fortement mécanisée, parfois sans intervention humaine directe.

- L'exploitation à ciel ouvert représente 23 % de la production mondiale; il s'agit d'exploitation classique en carrière, pour les minerais qui sont à proximité de la surface.
- L'uranium peut constituer un coproduit des mines d'or, de cuivre et d'autres métaux. Six pour cent de l'uranium mondial provient actuellement de telles sources. Ces mines peuvent être souterraines ou à ciel ouvert.

Quel que soit le type de mine, les délais entre la découverte, le développement et la mise en exploitation sont toujours très longs, la médiane étant actuellement d'environ 25 ans. Cela est dû à des difficultés techniques particulières pour les gisements à très forte teneur (par exemple celui de Cigar Lake, en Saskatchewan découvert en 1981 et toujours pas exploité), mais aussi aux exigences de la réglementation, particulièrement stricte pour tout ce qui concerne l'uranium.

### 3.5 L'ÉVOLUTION DES PRIX DE L'URANIUM

L'économie de l'uranium repose sur l'équilibre entre la production primaire et secondaire, et la consommation. L'histoire de cette économie a été marquée par une série d'évènements (figures 3.4 et 3.5) :

- Un premier pic de production se produit à l'issue de la Seconde Guerre mondiale, en réponse aux besoins militaires en relation avec la guerre froide;
- La première centrale nucléaire civile démarre en 1957;
- De grands gisements liés aux discordances sont découverts au Canada (1968) et en Australie (1969);
- En 1973, la crise du pétrole laisse croire que l'énergie nucléaire serait une solution de rechange aux combustibles fossiles, ce qui provoque une forte hausse des prix : alors que les premières transactions sur le marché civil se situaient autour de 6 \$ US/lb d' $U_3O_8$ , les prix grimpent pour atteindre 45 \$ US/lb d' $U_3O_8$ ;
- On découvre le plus grand gisement d'uranium du monde à Olympic Dam (Australie) en 1975; ce gisement produit de 1000 à 2000 tonnes d' $U_3O_8$  par an jusqu'en l'an 2000, puis de 3000 à 4000 tonnes par an depuis;
- Les accidents de Three Miles Island (1979) et de Tchernobyl (1986) ralentissent l'expansion du nucléaire et jettent un doute sur sa fiabilité; la baisse, voire l'arrêt du développement des programmes nucléaires conduit à la constitution de stocks importants. Les prix atteignent ainsi un minimum (7 à 8 \$ US/lb d' $U_3O_8$ ) en 1992;
- La fin de la guerre froide et le démantèlement du bloc de l'Est (1990) et de l'URSS (1991) permettent l'accès aux stocks de l'ex-URSS et la réutilisation de l'uranium militaire dans les centrales à partir de 1993; les prix baissent encore et deviennent inférieurs aux coûts de production occidentaux;
- À compter de 2002, la prise de conscience du déclin des sources secondaires, de l'émission de gaz à effet de serre par la production d'énergie électrique à partir de combustibles fossiles et l'espoir grandissant de construire de nouveau des centrales poussent les prix à la hausse (2003), ce qui entraîne un boom de l'exploration; la crainte d'une pénurie fait monter les prix à plus de 100 \$ US/lb d' $U_3O_8$  en 2007. La plus

grande compagnie minière du monde, BHP-Billiton PLC, envisage de quadrupler la production du gisement géant d'Olympic Dam;

- L'accident du Fukushima Daiichi en 2011 conduit plusieurs pays à remettre en cause leur politique nucléaire, ce qui fait baisser les prix de l'uranium et réduit l'intensité de l'exploration dans le monde.

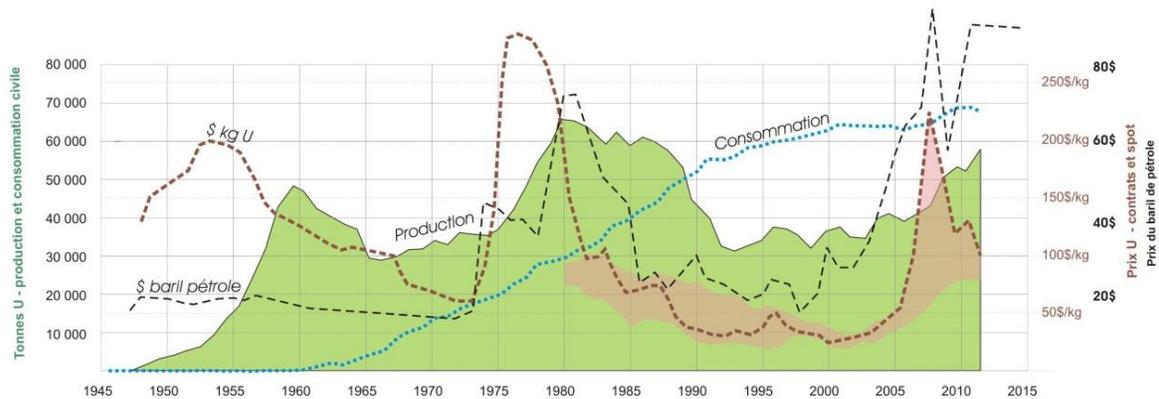


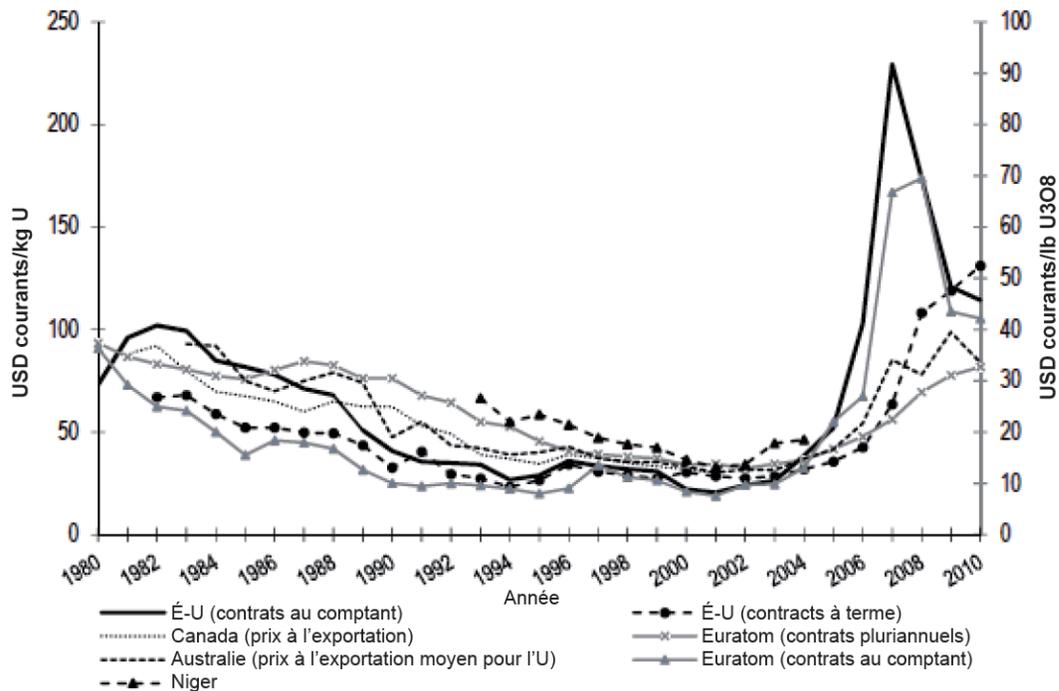
Figure 3.4 : Évolution de la production primaire (en vert), de la consommation (tireté bleu) et des prix de l'uranium et du pétrole depuis 1945. La zone en rose correspond à la variation des prix entre les marchés au comptant et à terme de l'uranium.

On note l'effet des crises énergétiques sur le prix de l'uranium et du pétrole entre 1975 et 1985, s'accompagnant d'une augmentation de la production, et la montée du prix des matières premières depuis 2005.

Ainsi, l'offre et la demande ainsi que les prix ont considérablement évolué depuis 30 ans. Le prix de l'uranium à la sortie de la mine est à peu près identique au coût du traitement. Dans les conditions actuelles, le prix du minerai représente moins du quart du coût de production de l'énergie nucléaire.

L'uranium se négocie sous trois formes ayant différents degrés de pureté : le *yellowcake*, composé d' $U_3O_8$  pur, l' $UF_6$ , et le *Separative Work Unit* (SWU, unité de travail de séparation, soit le travail réalisé pour séparer les isotopes U-235 and U-238), en \$ US/kgU sous la forme d' $UF_6$ . Il existe deux types de prix pour l'uranium : le prix à terme et le prix au comptant, lequel représente environ 15 % du marché. Lorsqu'une centrale nucléaire est construite, l'opérateur de la centrale garantit son approvisionnement en achetant de l'uranium sur plusieurs années (3 à 15 ans). Le prix au comptant s'applique à des contrats relativement petits, à livrer dans l'année, à un prix légèrement moins élevé que celui des contrats à terme (SIDEX, 2004).

Comment les prix de l'uranium évolueront-ils dans les années à venir? Ils refléteront en partie les rapports entre production et consommation. En effet, le marché est relativement opaque en raison des contrats à terme de gré à gré (Capus, 2010). Il est également sensible aux aspects politiques (par exemple, les mouvements antinucléaires occidentaux) et stratégiques.



Source : OECD' NEA, 2012.

Source : Australie, Canada, l'Agence d'approvisionnement d'Euratom, Niger, États-Unis.

1. Les prix indiqués par l'Euratom s'appliquent aux livraisons au cours de l'année, en vertu de contrats pluriannuels
2. Depuis 2002, Ressources naturelles Canada (RNC) a suspendu la publication des prix à l'exportation en attendant une révision de la politique.

Figure 3.5 : Évolution des prix à terme et au comptant de l'uranium depuis 1980.

Du côté de la production, un grand nombre de projets sont en cours de développement dans le monde. En Australie, les projets de Ranger 3 Deeps (Territoire du Nord), de Wiluna (Australie Occidentale) et de Lake Maitland (Australie Occidentale) seraient prêts à produire dès 2014-2015. Il y a aussi Yeelirrie (Australie Occidentale) et l'expansion de la mine Olympic Dam (Australie Méridionale), deux gisements bien connus, qui pourraient être exploités prochainement. Au Canada, le gisement de Cigar Lake, malgré de graves difficultés techniques, pourrait finalement arriver en production. En Namibie, le développement de la mine de Rössing South est en cours, et les projets de Valencia et de Trekkopje sont très avancés. Au Kazakhstan, plusieurs nouveaux sites d'exploitation par lixiviation *in situ* devraient permettre une forte augmentation de la production. Tous ces gisements devraient suffire à la demande et donc contribuer à maintenir le prix de l'uranium à un niveau assez bas. Par contre, le programme HEU (*Highly Enriched Uranium; Megatons to Megawatts Program*) des États-Unis et de la Russie n'étant plus en vigueur, il faudra trouver d'autres moyens de compenser le déficit d'uranium primaire, en particulier pour le marché états-unien, très déficitaire. À moyen terme, toutefois, les ressources identifiées et les gisements en cours de développement devraient répondre sans difficulté à la demande.

Du côté de la consommation, on s'attend à une augmentation de la demande en dépit de l'accident de Fukushima Daiichi. Le nucléaire fait partie des systèmes de production énergétique, et des réacteurs sont en construction en Chine, en Inde, en Corée et en Russie. Les entreprises chinoises sont présentes dans un grand nombre de projets miniers en vue d'assurer l'approvisionnement de leur parc nucléaire. Le premier pays producteur d'uranium du monde, le Kazakhstan, est également un pays asiatique. Dans les pays de l'OCDE, si la tendance au vieillissement des centrales se maintenait, on peut penser que la demande pourrait faiblir. Dans ces pays, l'opinion publique, parfois versatile, jouera un rôle clé. Les retards, tant du côté de la production que de la mise en service de nouvelles centrales, pourront influencer, voire créer des tensions, sur le niveau des prix.

Enfin, le marché de l'uranium, comme les autres marchés de métaux, connaît une évolution vers une plus forte financiarisation, avec les jeux des fonds spéculatifs sur des placements à terme, ce qui peut aussi favoriser l'instabilité des prix.

## 4 L'INDUSTRIE URANIFÈRE AU QUÉBEC

### Sommaire

La prospection de l'uranium au Québec a été réalisée par de grandes entreprises et par de petites sociétés. Il existe plus d'une vingtaine d'entreprises d'exploration faisant affaire au Québec, dont la plupart ont leur siège dans la province; le projet Matoush de la compagnie Ressources Strateco est le projet le plus avancé.

Le Canada est le deuxième producteur d'uranium au monde. Il existe 18 réacteurs nucléaires au Canada. Celui de Gentilly-2 a été mis à l'arrêt en 2012; il y reste une aire de stockage des déchets. Un réacteur de recherche est situé à l'École Polytechnique de Montréal. La société Candu Energy Inc., spécialisée dans la conception et l'approvisionnement de réacteurs nucléaires, est une filiale du groupe SNC-Lavalin inc., établi à Montréal. Il n'existe pas d'installation de traitement de l'uranium et de fabrication de combustible au Québec.

## 4.1 ENTREPRISES D'EXPLORATION

La prospection de l'uranium peut être réalisée par deux types d'entreprises : (1) les sociétés minières productrices d'uranium, qui sont souvent intégrées verticalement afin de suivre complètement le cycle du combustible nucléaire, de la mine au retraitement; (2) les petites sociétés, dont l'objectif est de découvrir et de mettre en valeur de nouvelles ressources minérales; elles peuvent ensuite soit les vendre à des compagnies plus importantes, soit tenter de les mettre en production elles-mêmes.

Plusieurs grandes entreprises sont présentes au Québec ou ont effectué des travaux d'exploration dans le passé. Le premier producteur mondial, CAMECO, une compagnie canadienne, est né de la privatisation de deux compagnies publiques canadiennes. CAMECO possède des projets d'exploration dans le bassin des monts Otish, entre autres. Le second, AREVA, est une compagnie française issue de la privatisation des activités du Commissariat à l'énergie atomique. Sa filiale Areva Ressources Canada dispose de propriétés minières en Ungava. Une filiale de la compagnie minière Rio Tinto PLC, Hathor Exploration, est présente dans les monts Otish.

Le Québec dispose de compétences reconnues dans le domaine de l'exploration minérale. Plusieurs petites sociétés se sont intéressées à l'uranium il y a une dizaine d'années, à la suite de l'augmentation de la valeur de l'uranium. Ressources Strateco est l'entreprise qui a développé le projet le plus avancé au Québec, dans le bassin des monts Otish. D'autres petites sociétés ne sont pas spécialisées dans l'uranium et disposent d'un portefeuille de projets diversifiés, en particulier dans le nord du Québec. C'est le cas, par exemple, d'Azimut Exploration Inc., de Denison Mines Corp., de Dios Exploration Inc., de Ditem Explorations Inc., de Globex Mining Enterprises Inc., de Midland Exploration Inc., de Quest Rare Minerals Ltd., d'Uracan Resources Ltd. et de Virginia Energy Resources Inc. Environ 70 % de ces compagnies ont leur siège au Québec, les autres sont établies à Vancouver ou à Toronto.

Enfin, plusieurs entreprises possèdent des droits miniers sur des secteurs présentant un potentiel uranifère, dont Abitex Resources Inc., A Better Search Inc., Energizer Resources Inc., Entourage Mining Ltd., Gimus Resources Inc. (Jourdan), Ressources Maximan Inc., Richmond Minerals Inc., Sheridan Platinum Group Ltd., Starfire Minerals Inc., Uragold Bay Resources Inc., Uranium Valley Mines Ltd. et X-Terra Resources Corporation.

## 4.2 UTILISATION DE L'URANIUM DANS LA FILIÈRE DE L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE AU QUÉBEC

L'énergie nucléaire fournit près de 15 % de l'électricité du Canada, dont 40 % en Ontario (tableau 4.1). Le Canada possède un parc de 18 réacteurs CANDU (à eau lourde) qui ont été conçus par Énergie atomique du Canada limitée (EACL). La capacité de production nationale, en 2012, était de 12 600 MWe sur cinq sites : Pickering, Darlington et Bruce (Ontario), Gentilly (Québec), et Point Lepreau (Nouveau-Brunswick).

L'industrie nucléaire canadienne emploie, directement ou indirectement, près de 66 000 personnes. Avec près de 10 000 tonnes produites en 2012, le Canada se place au deuxième rang des producteurs mondiaux d'uranium, derrière le Kazakhstan.

Tableau 4.1 : Les activités de l'industrie de l'uranium au Canada en 2013. Le chiffre entre parenthèses correspond à l'installation située au Québec.

Type	Prévu	Construction	Démarrage	Production	Arrêt	Fermeture	Démantèlement	Autre	Total
Mine et extraction d'uranium	-	-	-	3	1	-	9	1	14
Conversion	-	-	-	4	-	-	-	-	4
Fabrication de combustible	-	-	-	4	-	-	1	-	5
Stockage de combustible usé	-	-	-	6 (1)	-	-	-	-	6
Retraitement et recyclage de combustible usé	-	-	-	1	-	-	1	-	2
Activités industrielles connexes	-	-	-	2	-	-	5	2	9
<b>Total</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>1</b>	<b>-</b>	<b>16</b>	<b>3</b>	<b>40</b>

#### 4.2.1 PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ ET CONSTRUCTION DE RÉACTEURS NUCLÉAIRES

Il y a eu un seul site de production d'énergie électrique nucléaire au Québec. Il s'agit de la centrale de Gentilly-2 d'Hydro-Québec, située à Bécancour. Un réacteur expérimental, Gentilly-1, a été exploité pendant quelques mois durant les années 1970, et Gentilly-2 a été en service entre 1983 et 2012, avant d'être mise à l'arrêt définitivement en décembre 2012. Sa puissance était de 2156 MWt (puissance thermique), pour une production électrique nette de 635 MWe (puissance électrique). En 2013, il n'y a donc aucune centrale nucléaire en production au Québec (Hydro Québec, 2013).

La compagnie Candu Energy Inc., filiale du groupe SNC-Lavalin Inc., est spécialisée dans la conception et l'approvisionnement de réacteurs nucléaires, ainsi que de produits et services en rapport avec les réacteurs nucléaires. La filiale a été créée en 2011, après l'achat par SNC-Lavalin de la section « réacteurs commerciaux CANDU » d'EACL. Le siège de Candu Energy Inc. est situé à Mississauga, en Ontario. Les réacteurs CANDU ont des caractéristiques uniques, dont la capacité d'utiliser de l'uranium naturel (non enrichi) ainsi que d'autres combustibles, comme l'uranium récupéré de réacteurs à eau légère, des mélanges d'oxydes d'uranium faiblement enrichi (UFE) et de plutonium (Pu), le thorium (Th) et les actinides.

#### 4.2.2 INSTALLATION DE TRAITEMENT DE L'URANIUM ET DE FABRICATION DE COMBUSTIBLE

Il n'existe pas d'installation de ce type au Québec. Le *yellowcake* produit au Canada est purifié en oxyde  $UO_3$  à la raffinerie d'uranium de Blind River (Ontario; Cameco Corporation), et aux usines de conversion et de fabrication de combustible nucléaire de Port Hope (Ontario). L'uranium est ensuite préparé en pastilles de combustible aux usines de GE Hitachi Nuclear Energy Canada Inc. à Toronto et à Peterborough (Ontario) et de Cameco Fuel Manufacturing Inc. (Port Hope, Ontario).

### 4.2.3 RÉACTEUR DE RECHERCHE

Il n'y a qu'un seul réacteur nucléaire de recherche au Québec; il est situé à l'École Polytechnique de Montréal. Il s'agit d'un réacteur de classe SLOWPOKE-2. La description suivante en est donnée sur le site de l'École Polytechnique de Montréal (<http://www.polymtl.ca/nucleaire/LTN/SLP.php>) :

*« Le réacteur nucléaire SLOWPOKE constitue la pièce d'équipement principale du Laboratoire. Il s'agit d'un petit réacteur de type piscine qui a fonctionné de 1976 à 1997 avec le combustible original, 1 kg d'uranium enrichi à 93 % en  $^{235}\text{U}$ . En 1997, grâce à une subvention d'Installation Spéciale du CRSNG, le combustible a été remplacé par 5 kg d'uranium enrichi à 20 % en  $^{235}\text{U}$ . Le réacteur est doté d'une instrumentation qui permet la formation d'ingénieurs nucléaires en cinétique des réacteurs. »*

### 4.2.4 DÉCHETS ET MATÉRIAUX RADIOACTIFS EN PROVENANCE DE LA FILIÈRE NUCLÉAIRE

Il existe une aire de stockage à sec du combustible irradié (ASSCI) sur le site de la centrale de Gentilly-2. Le combustible irradié retiré du réacteur doit séjourner au moins sept ans dans une piscine de stockage adjacente au réacteur avant d'être entreposé dans des modules de stockage à sec CANSTOR situés à l'intérieur du périmètre de la centrale. Il y a neuf modules CANSTOR en exploitation à la centrale de Gentilly-2 (Hydro-Québec, 2013).

Le combustible irradié y est stocké avant d'être retraité ultérieurement. Le stockage final des déchets radioactifs de la filière reste à être déterminé. Une deuxième installation de gestion des déchets radioactifs solides (nommée IGDRS) est également située à Gentilly. Les déchets faiblement et moyennement radioactifs y sont stockés (RNC, 2013).

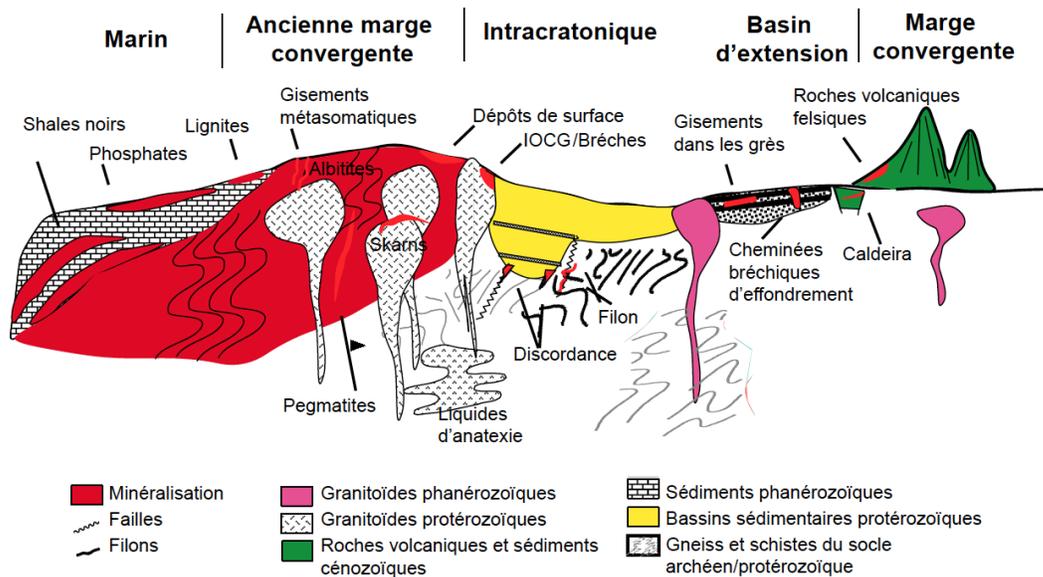
## 5 LES RESSOURCES URANIFÈRES AU QUÉBEC

### Sommaire

Un gisement d'uranium est une concentration minérale qui peut être exploitée avec profit. Les prix actuels de l'uranium permettent d'exploiter des gisements pauvres (0,03 % d'U) comme des gisements très riches (20 % d'U). Le potentiel géologique du Québec permet de pronostiquer la présence de gisements dans les grès, comparables à ceux du Colorado et de la Saskatchewan, de gisements dans les conglomérats, et de gisements magmatiques et métamorphiques. Il y a en ce moment, au Québec, une cinquantaine de projets d'exploration où l'uranium est la principale substance d'intérêt. Sept projets sont à un stade d'exploration avancé. Trois projets sont au stade des études de préfaisabilité, soit deux gites d'uranium dans le bassin d'Otish, au nord-est de Chibougamau, et un gîte de terres rares contenant de l'uranium au nord-est de Schefferville. L'inventaire réalisé montre que le Québec dispose de ressources importantes sur le plan mondial pour des gisements à faible et à moyenne teneur en uranium.

## 5.1 TYPOLOGIE DES GISEMENTS D'URANIUM

Nous présenterons ici les différents types de gisements d'uranium. Ces différents types de gisements se sont formés dans une grande variété d'environnements géologiques et, dans certains cas comme pour les gisements de la Saskatchewan, durant une période donnée de l'histoire de la Terre.

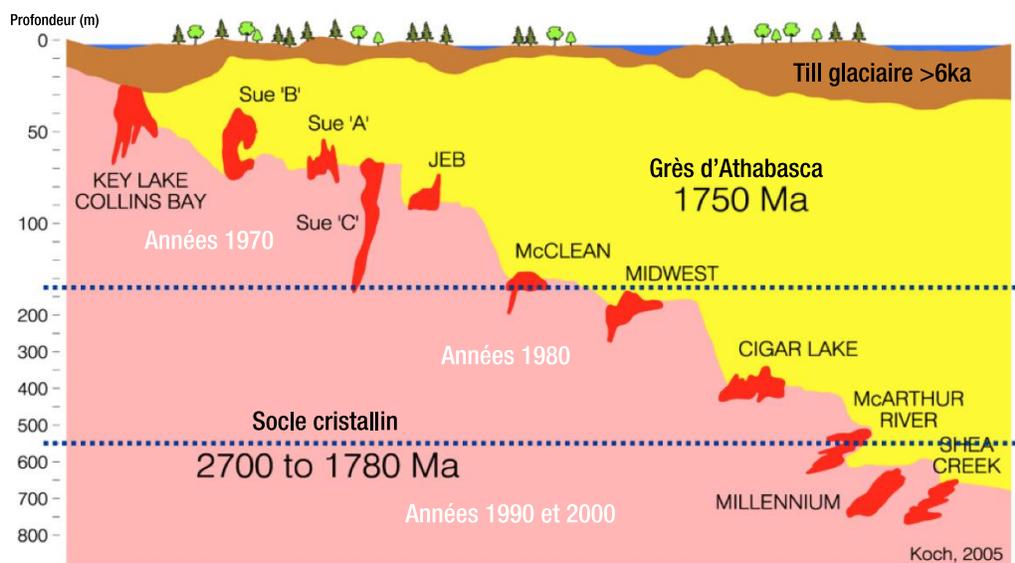


Source : Kyser et Curney, 2009

Figure 5.1 : Position schématique des différents types de gisements d'uranium.

### 5.1.1 LES GISEMENTS ASSOCIÉS AUX DISCORDANCES

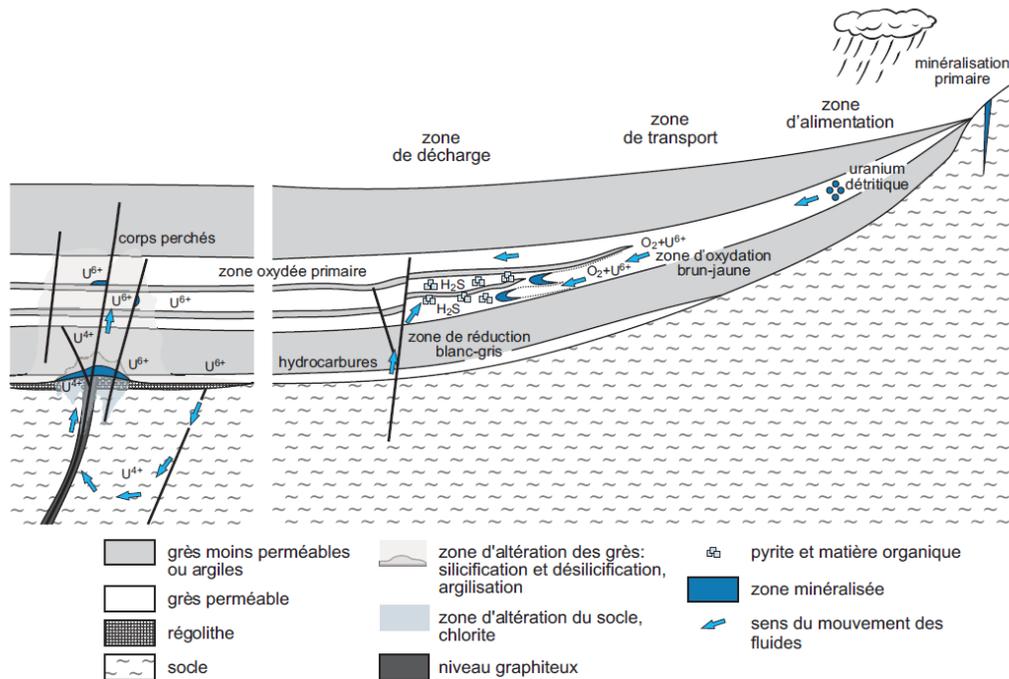
Les gisements associés aux discordances sont des concentrations d'uranium qui se situent proche de l'interface entre des roches du socle fortement déformées anciens, et des roches sédimentaires non déformées, des grès, plus jeunes (2,1 à 1,6 milliards d'années ou Ga) (figure 5.2). Ces gisements ont été découverts au milieu du xx<sup>e</sup> siècle au Canada (bassins de l'Athabasca, Saskatchewan, et de Thelon, Nunavut) et en Australie (Territoire du Nord) (Eckstrand et coll., 1996). On connaît des bassins assez semblables au Canada (bassin des monts Otish, au Québec) et en Russie. Ces gisements représentent environ un tiers des ressources mondiales en uranium. Ce sont généralement des gisements de petite taille, de quelque centaines de mètres de long, avec une géométrie complexe; ils peuvent être extrêmement riches. Ainsi, le gisement de MacArthur River contient 147 000 t U<sub>3</sub>O<sub>8</sub> et est le plus riche du monde avec une teneur moyenne de 17 % d'U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>. C'est plus de 100 fois la teneur des autres gisements dans les grès. L'usine de traitement de Key Lake est l'usine de concentration la plus importante du monde. La minéralisation est composée d'uraninite, de pechblende et de coffinite, qui peuvent contenir du nickel, du platine et de l'or en co-produit. La formation de ces gisements résulte d'un lessivage de l'uranium du socle et des grès encaissants par des eaux salées et de la précipitation de l'uranium dans des zones plus réductrices



Source : D. Thomas,  
communication personnelle, 2006.

Figure 5.2 : Position en profondeur des minéralisations d'uranium de type discordance dans le bassin de l'Athabasca (Saskatchewan) et période de découverte : les gisements les plus riches et les plus profonds ont été découverts plusieurs dizaines d'années après le début de l'exploration. Ma : million d'années.

Les grès sont une source importante d'uranium dans le monde, représentant environ 18 % des ressources mondiales. Ils sont exploités par lixiviation *in situ* au Kazakhstan, et par exploitation souterraine ou dans des carrières à ciel ouvert dans de nombreux autres pays. Les gisements de ce type sont assez répandus dans le monde, et leur âge varie du Protérozoïque (<2500 million d'années ou Ma) au Tertiaire (<65 Ma). On connaît d'importants gisements en Amérique du Nord (Colorado, Wyoming) et du Sud (Argentine), en Afrique (Niger, Afrique du Sud, Gabon), en Asie (Kazakhstan, Ouzbékistan), en Australie et en Europe (France, Allemagne). L'uranium provient généralement de l'érosion du relief voisin et est transporté par différents types de fluides profonds dans le bassin (figure 5.3). Il précipite dans des zones de mélange ou au voisinage de roches réductrices telles des roches riches en matières organiques ou en sulfures. Ce sont des gisements à faible teneur et à fort tonnage. Dans le détail, ils peuvent avoir plusieurs formes : en rouleau, en table, en filon, ou associés à des niveaux stratigraphiques particuliers. Les gisements en rouleau résultent de la rencontre des nappes de fluides oxydantes et réductrices. Ces gisements contiennent également du vanadium, du molybdène, du sélénium et de l'arsenic. Les gisements tabulaires occupent des chenaux perméables dans les grès, souvent à plusieurs niveaux dans de vastes bassins sédimentaires (comme ceux du Niger ou du Colorado). Les gisements lithologiques résultent de la fixation de l'uranium sur de la matière organique. Ceux du district de Franceville, au Gabon, ont montré un processus exceptionnel : il y a deux milliards d'années, la concentration d'uranium, sa composition isotopique et la présence d'eau ont permis la formation de plusieurs petits réacteurs nucléaires naturels, notamment à Oklo. De nombreux grès pouvant contenir des concentrations d'uranium existent au Québec, aussi bien dans le nord de la province (Basses-Terres de la Baie James, ceinture du Labrador) que dans les Appalaches.



Source : Jébrak et Marcoux, 2008.

Figure 5.3 : Les gisements dans les grès et sous discordance.

### 5.1.2 LES GISEMENTS DE TYPE IOCG

Les gisements de type IOCG (*iron oxide copper gold*), ou brèches ferrugineuses à cuivre-or, sont des gisements qui associent le fer, le cuivre et l'or dans de vastes zones de brèches. Ce style de gisement fut découvert en 1975 en Australie Méridionale par la Western Mining. Bien qu'aucune anomalie radiométrique n'ait été remarquée, l'analyse du minerai montrait la présence de concentrations d'uranium, avec une moyenne de 600 grammes d'oxyde d'uranium par tonne (600 ppm, ou 0,06 % d' $U_3O_8$ ). Olympic Dam devint rapidement l'un des plus gros gisements du monde, et le premier gisement d'uranium du monde par ses réserves, et le propriétaire actuel a un projet d'expansion qui comprendrait la récupération de l'uranium en coproduit. Dès le début, ce gisement a fait l'objet de discussions intenses en Australie. Sa taille immense conduira le Federal Labor Party à réviser sa position sur le bannissement de l'uranium en Australie et à implanter la règle d'un maximum de trois mines d'uranium simultanément actives au pays. Depuis 30 ans, ce type de gisement a été découvert dans de nombreux endroits dans le monde, et en particulier en Australie, au Chili et au Brésil. L'uranium n'y est pas récupéré, étant donné les faibles teneurs. Des indices ont été reconnus au Canada, et en particulier dans le nord du Québec et en Gaspésie.

### 5.1.3 LES GISEMENTS DANS LES CONGLOMÉRATS

Les gisements situés dans les conglomérats sont encaissés dans le lit de très anciennes rivières datant de l'Archéen (plus de 2,5 Ga). Ils forment des dépôts appelés placers, qui représentent 13 % des ressources mondiales. Les placers anciens (paléoplacers) peuvent contenir des minéraux lourds, denses, piégés avec les galets : pépites d'or, grains de pyrite, minéraux d'uranium (uraninite, uranothorite, brannérite), parfois de platine et de terres rares. On connaît des gisements de ce type dans trois districts : Blind River–Elliot Lake en Ontario, Jacobina, au Brésil, et le Witwatersrand, en Afrique du Sud, où plus de 165 000 t d' $U_3O_8$  ont été produites. Ces gisements ont été parmi les premiers exploités; les teneurs en uranium y varient de 100 à 1000 ppm. Les placers d'uranium n'existent que dans les roches d'âge archéen, une époque où l'atmosphère contenait très peu d'oxygène; à des époques plus récentes,

ces minéraux auraient été instables dans les rivières et n'auraient pas pu être transportés sous forme de grains détritiques. Il est possible de découvrir des gisements de ce type par exemple dans les conglomérats des formations d'Apple et de Sakami, à la Baie James, où des indices sont connus.

#### 5.1.4 LES GISEMENTS MAGMATIQUES

Les gisements magmatiques sont des gisements à faible teneur, mais généralement de fort tonnage, que l'on rencontre dans les socles anciens très métamorphiques. Le gisement type est celui de Rössing, en Namibie, exploitée depuis 1976. L'uranium est finement disséminé dans des pegmatites, c'est-à-dire des roches granitiques à gros cristaux. La teneur y est très faible, autour de 300 ppm  $U_3O_8$ . La formation de ces concentrations d'uranium est due à la fusion à haute température de sédiments déjà enrichis en uranium et qui sont incorporés dans la formation de granite. Ce sont des gisements assez répandus, connus depuis longtemps au Canada dans la province de Grenville, que ce soit en Ontario (mine Bancroft, entre Ottawa et Toronto, exploitée après la Seconde Guerre mondiale), au Québec, dans la Basse Côte-Nord, par exemple, ou au Labrador. Il existe aussi vraisemblablement de nombreuses concentrations de ce type dans la province du Supérieur.

### 5.2 LES AUTRES TYPES DE GISEMENTS D'URANIUM

Certains volcans peuvent présenter des concentrations d'uranium. Il s'agit de volcans de composition felsique (riches en silice), formant parfois des méga-éruptions responsables de caldeiras. L'uranium se concentre dans les zones de perméabilité qui permettent le passage de fluides enrichis en uranium : niveaux volcaniques poreux tels des tufs, zones de failles. Des gisements de ce type sont connus un peu partout dans le monde; le gisement de Streltsovka (le premier producteur d'uranium de Russie) en est un. L'uranium s'y présente sous forme de pechblende et est associé à du molybdène, du mercure, du sélénium et du fluor. Il est possible que des équivalents anciens de gisements de ce type soient découverts au Québec, mais on n'en connaît encore aucun.

Les gisements métasomatiques d'uranium sont reliés à des zones d'altération le long de zones de faille. On en connaît au Brésil (Espinharas), au Mozambique (Tete), en Ukraine (Zheltye Vody), au Cameroun (Kitongo) et au Queensland, en Australie (Valhalla), au Canada (Beaverlodge), en Inde (Jaduguda), en Russie (Yakutie) et au Kazakhstan (Kokchetav). Ces altérations auraient été produites par des intrusions ou par le métamorphisme. Il est possible que des gisements de ce type soient découverts au Québec.

On connaît des concentrations superficielles d'uranium dans les rivières et les lacs hypersalins récents des déserts de l'Australie (Yeelirrie) et de la Namibie (Langer Heinrich). Il s'agit d'encroûtement de carnotite dans les sables avec du gypse, des carbonates (calcrète), des oxydes de fer et du sel. Le gisement de Langer Heinrich est exploité depuis 2007 avec une teneur de 550 ppm  $U_3O_8$ , et des exploitations dans des carrières à très faible teneur (moins de 100 ppm  $U_3O_8$ ) ont été envisagées. Elles nécessitent cependant de lourds investissements (besoin d'eau) et un traitement particulier pour ce type de minerai. Il est improbable que ce type de gisement soit découvert au Québec parce que leur formation requiert une longue période d'altération météorique en milieu aride.

Les brèches karstiques correspondent à des effondrements karstiques liés à la formation de grottes dans des calcaires par des fluides hydrothermaux. La minéralisation comprend de l'uraninite, des vanadates et des phosphates d'uranium. Ces gisements sont connus presque exclusivement en Arizona. L'ancienne mine Orphan, notamment, se situe au cœur du Parc National du Grand Canyon du Colorado. Il est peu probable que des gisements de ce type soient découverts au Québec, mais il existe des formations carbonatées qui pourraient en contenir (Gatineau, Gaspésie, Labrador).

Les phosphates sédimentaires sont exploités pour les engrais en agriculture; ils jouent un rôle important dans la production alimentaire mondiale. Les principaux gisements sédimentaires dans le monde correspondent à des bassins côtiers qui ont été enrichis en ossements de poissons et en matière organique. Le phosphate de ces bassins contient entre 50 et 200 ppm d'uranium, les phosphates marins contenant moins d'uranium que ceux plus riches en matière organique. L'uranium se substitue au calcium dans la structure de l'apatite, le principal minéral de phosphore. Le plus grand producteur au monde est le Maroc, et les phosphates marocains sont riches en uranium. Même à faible teneur, des quantités très importantes de minerais signifient des concentrations de plusieurs millions de tonnes d'uranium (environ 7 Mt au Maroc). Cependant, l'exploitation de l'uranium lié aux phosphates a représenté jusqu'à récemment un grand défi technologique et financier. On connaît également des concentrations de ce type en République Centrafricaine (Bakouma), au Kazakhstan (Melovoe), en Jordanie et en Floride. Il n'y a pas de gisement de phosphate sédimentaire au Québec.

Les skarns sont des roches produites par la cuisson des roches riches en carbonates au voisinage d'une source de chaleur, généralement une intrusion. Ils peuvent être infiltrés par des fluides hydrothermaux et minéralisés en uranium. C'est le cas à Mary Kathleen, un gisement du Queensland australien, enrichi en uranium (uraninite) et en terres rares. La mine a été exploitée entre 1958 et 1963 et de 1976 à 1982. Elle a produit 8,2 Mt d'un minerai dont on a extrait environ 8900 tonnes d' $U_3O_8$ . Un indice comparable a été découvert en Ungava.

Il existe parfois des concentrations exceptionnelles d'uranium dans les shales noirs : la matière organique concentre les métaux en milieu réducteur. En Suède, les shales d'alun, d'âge cambrien, font plusieurs dizaines de mètres d'épaisseur et ont été exploités pour leur alun, utilisé en tannerie et pour fixer les couleurs sur les textiles, pour leurs métaux (uranium, vanadium, nickel), ainsi que pour leur potentiel pétrolier. Les ressources sont estimées à 1,7 million de tonnes d'uranium (Andersson et coll., 1985). On connaît des shales noirs similaires en Estonie (*Dictyonema Shale*), en Allemagne et aux États-Unis.

Les filons riches en uranium constituent une classe de gisements assez variés. Les minéralisations dites à « cinq éléments » ou « BiCoNi » associent le bismuth (Bi), le cobalt (Co), le nickel (Ni), l'argent (Ag) et l'uranium (U). Elles ont été décrites en Europe centrale, mais aussi dans bien d'autres environnements. Au Canada, de tels gisements ont été exploités dans le secteur du Grand lac de l'Ours (par exemple, à Port Radium). Il existe aussi un grand nombre de minéralisations filoniennes à pechblende qui ont fait l'objet d'exploitation, notamment en Europe (France, Allemagne, République tchèque). Ce sont ces filons qui ont permis la découverte du radium.

Les lignites sont des charbons de faible qualité qui peuvent contenir de l'uranium; on en trouve au Kazakhstan, en Grèce, en Allemagne et en République tchèque). Elles ne sont pas directement exploitées, mais ont pu servir de sources géologiques qui auraient été reconcentrées pour former d'autres types de gisements d'uranium.

L'eau de mer est depuis longtemps considérée comme une source possible d'uranium. En effet, la mer contiendrait plus de quatre milliards de tonnes d'uranium; cependant, la teneur est aujourd'hui trop faible (3 ppm, soit 3 milligrammes par tonne d'eau de mer) pour être économiquement exploitable.

### 5.3 LE POTENTIEL GÉOLOGIQUE DU QUÉBEC

Le Québec est composé de cinq provinces géologiques : 1) le socle archéen de la province du Supérieur; 2) le socle protérozoïque de la province de Churchill; 3) la province protérozoïque de Grenville; 4) la plateforme du Saint-Laurent et les intrusions montérégiennes; 5) la province paléozoïque des Appalaches. Au Québec, le socle archéen est recouvert par quelques bassins sédimentaires d'âge protérozoïque (bassins d'Otish et de Mistassini situés dans le sud de la province du Supérieur) et une dizaine de lambeaux de bassins sédimentaires protérozoïques (dont la Formation de Sakami) (Pauwels, 2005).

Nous distinguerons ci-après les principales ressources en uranium primaire du Québec, à partir de leur environnement géologique (figures 5.4 et 5.5). Les ressources minérales sont les quantités de minéralisation qui sont connues ou dont on interprète l'existence sur la base de connaissances géologiques. Il existe plusieurs classifications des divers types de ressources minérales en vigueur dans différents pays. En ce qui concerne l'uranium, l'Agence internationale de l'énergie atomique a adopté un cadre particulier pour les ressources en uranium. Les différentes catégories de ressources minérales sont divisées selon leur degré d'incertitude : les plus certaines sont les Ressources raisonnablement assurées (RAR).

Les réserves minérales constituent la portion des ressources dont on peut démontrer qu'elles pourraient faire l'objet d'une extraction profitable. Ce sont donc les ressources pour lesquelles on dispose du plus haut degré de confiance. Les ressources minérales dont le tonnage et la teneur ont été définis sont qualifiées, en ordre décroissant de confiance, de « mesurées » ou « indiquées ». Les autres types de ressources minérales sont plus spéculatifs parce que la quantité et la teneur sont moins bien connues. Certains types de ressources minérales sont interprétés sur la base de connaissances géologiques et leur existence n'a pas encore été démontrée. L'existence de ces ressources minérales plus spéculatives est hautement incertaine; cependant, ce concept est utile tant pour la planification gouvernementale que pour l'exploration minérale à l'échelle régionale.

Au Québec comme ailleurs au Canada, les sociétés publiques sont soumises aux autorités des marchés financiers provinciales, dont l'Autorité des marchés financiers du Québec (AMF). Les gouvernements provinciaux, dont celui de la Province de Québec, ont adopté le « Règlement 43-101 sur l'information concernant les projets miniers » qui régit, en autres, la définition des types de ressources minérales qui peuvent être déclarées par une société. Dans l'inventaire des ressources minérales en uranium qui suit, tous les types de ressources qui ont fait l'objet d'une déclaration publique sont compilées, peu importe leur qualité. Parce que la déclaration d'une ressource minérale peut être antérieure au Règlement 43-101, et ainsi avoir été faite selon différents cadres de classification, il serait très complexe d'utiliser une classification commune pour tous les types de ressources minérales déclarées. Ces différents types de ressources minérales sont ainsi agglomérés sans un qualificatif décrivant leur qualité. Les ressources minérales hypothétiques, spéculatives, et autres catégories hautement incertaines ne sont pas prises en compte.

L'uranium étant un métal mobile dans les environnements oxydants, il peut se concentrer dans de nombreux contextes géologiques. Au Québec, les types de gisements potentiellement les plus importants et qui pourraient avoir un intérêt économique sont les suivants :

- **Les gisements dans les grès.** On en connaît de très nombreux en Amérique du Nord, aussi bien dans l'Ouest américain (Colorado, Wyoming, Texas) qu'en Saskatchewan et dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut. Il en existe deux sous-familles, à faible ou à forte teneur. À faible teneur, l'uranium qui était distribué dans le grès (d'anciens sables) est remobilisé par des eaux oxydantes et se concentre sous forme de rouleaux dans les fronts d'oxydo-réduction ou près des fragments de bois fossiles et de matière organique. Ce sont de grands gisements très étendus, exploités en surface ou en profondeur (États-Unis, Niger). Il existe des minéralisations de ce type dans la ceinture du Labrador, dans la province de Churchill. À forte teneur, comme en Saskatchewan, l'uranium se concentre juste au contact entre le socle archéen, constitué de vieilles roches très déformées, et le bassin de grès, ce qu'on désigne sous le nom de discordance. Ce sont de petits gisements extrêmement riches, contenant parfois jusqu'à 20 % d'U comme au gisement McArthur River, en Saskatchewan. On les exploite pour la plupart sous forme de mines souterraines mécanisées. On connaît trois gisements dont la teneur est de moyenne (bassin des monts Otish, situé dans la province de Supérieur). Ce sont les seuls gisements disposant de réserves au Québec, et ils représentent une ressource de 16 300 t d'U. Il existe en outre de nombreux prospects de ce type à la baie James.

- **Les gisements dans les conglomérats.** Ce sont des gisements qui représentent d'anciennes accumulations de galets de rivière. Durant l'Archéen, alors qu'il y avait très peu d'oxygène dans l'atmosphère, l'uranium pouvait se transporter sous forme de petits grains détritiques sans être dissous comme c'est le cas aujourd'hui dans les environnements oxydants. Ces petits grains très denses se sont accumulés dans des sables et des conglomérats qui contiennent parfois également de l'or. Le plus gros gisement de ce type est le bassin du Witwatersrand en Afrique du Sud, également le plus gros gisement d'or du monde. Les minerais ont des teneurs de 4,4 g/t d'or et de 64 g/t d'U. En Ontario, on a exploité les gisements de Blind River et d'Elliot Lake. Il existe des conglomérats de ce type au Québec, en particulier à la baie James, dans la province du Supérieur, où les bassins de type Sakami renfermeraient un minimum de 13 300 t d'uranium répartis dans deux gites à faible teneur.
- **Les gisements magmatiques** dans les alaskites et les pegmatites qui leurs sont associées. Ces gisements sont rarement exploités vu leurs faibles teneurs. Cependant, une des mines les plus importantes du monde se situe à Rössing, en Namibie, où Rio Tinto exploite un très gros gisement d'uranium à très faible teneur (598 Mt à 245 g/t d' $U_3O_8$ ), soit près de 150 000 t d'U. De nombreux indices existent au Québec, en particulier dans la province de Grenville (Basse-Côte-Nord, secteur de Mont-Laurier) et dans la province de Churchill, dans l'Ungava. Dans la province de Grenville, on peut estimer les ressources potentielles minimales à 28 900 t d'U réparties dans six gites à faible teneur et à 52 600 t d'U réparties dans six gites à très faible teneur. Dans la province de Churchill, deux zones découvertes récemment représentent plus de 6 000 t d'U à faible teneur.
- **Les gisements dans les brèches ferrugineuses à cuivre-or (IOCG).** Dans ce type de minerai, on exploite l'or, le cuivre, l'uranium, et on peut récupérer du fer, parfois aussi des terres rares. Le gisement exceptionnel d'Olympic Dam, en Australie-Méridionale, a une teneur moyenne de 204 g/t d' $U_3O_8$  dans des réserves de 8 946 Mt à 0,75 % de Cu, 0,30 g/t d'Au, et 1,26 g/t d'Ag. La genèse de ces gisements reste mal comprise, mais on en a découvert un peu partout dans le monde, et il existe plusieurs indices au Québec qui présentent des similitudes, sur la Basse-Côte-Nord et au Nunavik.

On notera qu'il n'existe pas de gisements formés par l'infiltration d'eaux météoriques, gisements très fréquents dans des climats plus chauds et à des latitudes plus basses. Le contexte climatique du Québec n'est pas propice au transport de l'uranium, et le retrait de la couverture glaciaire n'est que très récent (~6000 à 7000 ans). La topographie généralement jeune liée au passage des glaciers expose à la surface des roches peu altérées par le climat, ce qui limite la dissolution de l'uranium des roches par l'eau. Il faut aussi mentionner la présence de tourbières au Québec. Ces dernières servent de piège à toute trace d'uranium et de nombreux autres métaux qui pourraient circuler dans les eaux superficielles.

La carte géochimique du contenu en uranium des fonds de lacs, réalisée par le ministère des Ressources naturelles du Québec, donne une image synthétique des zones de concentrations potentielles en uranium (figure 5.4). On y retrouve les zones mentionnées plus haut, ainsi que des concentrations correspondant à des zones encore peu explorées. Il faut cependant garder à l'esprit que cette carte ne reflète que des concentrations en surface, et en particulier des concentrations où l'uranium est porté par des minéraux réfractaires ou de la matière organique. Elle ne constitue donc qu'une approximation, valide pour définir des zones de grande ampleur. En effet, la mobilité de l'uranium dans les conditions oxydantes de surface et son piégeage dans les sédiments anoxiques (à faible contenu en oxygène) au fond des lacs peut créer des artefacts dans la carte de distribution régionale.

### 5.3.1 LA PROVINCE DE CHURCHILL ET LA CEINTURE DU LABRADOR

Ces zones contiennent trois types de minéralisations :

- Il existe des gisements de métaux rares (terres rares, zirconium, yttrium, béryllium, niobium, tantale) et d'uranium associé dans des granites hyperalcalins : 42 509 t d'U sont réparties dans trois gisements situés dans l'est de la province dans le batholithe de Mistasin (1,2 Ga), (Misery Lake, Strange Lake B Zone et Main Zone). Le potentiel minéral en uranium y est vaste.
- En bordure ouest de la province de Churchill, dans la Fosse du Labrador (orogène du Nouveau-Québec) se trouve le gisement d'Eldor, la ressource d'uranium la plus importante au Québec : 114 985 t d'U. Cette intrusion alcaline d'âge protérozoïque (1,8 Ga) n'est que partiellement explorée.
- Le centre nord de la province (ou Zone noyau) contient des roches métasédimentaires de l'orogène des Torngat (Groupe de Lake Harbour). Cette zone mise en évidence par une anomalie importante d'uranium dans les sédiments de fond de lac a fait l'objet de récentes découvertes. Bien que l'existence de ressources n'ait pas été démontrée, les travaux réalisés entre 2006 et 2010 ont permis de découvrir des centaines de nouveaux indices dont quelques-uns particulièrement importants, avec des ressources que l'on peut estimer à plus de 6000 t d'U. Celles-ci sont situées dans des pegmatites granitiques et dans les métasédiments adjacents associés.

Le socle archéen (< 2,5 Ga) de cette région a été touché par les épisodes de déformation et de métamorphisme de l'orogénèse trans-hudsonienne (~ 1,85 à 1,75 Ga). Durant cet intervalle, l'érosion du socle a conduit à la formation de bassins volcanosédimentaires, d'âge paléoprotérozoïque (~ 2,1 à 1,85 Ga), qui ont pu concentrer l'uranium provenant de l'érosion des granites du socle. Les sédiments contenus dans ces bassins ont partiellement fondu lors des dernières orogènes. Cela a généré des magmas granitiques qui ont reconcentré l'uranium au sein de pegmatites. Il y a donc un très bon potentiel supplémentaire pour des concentrations de type Rössing dans cette région. La base et l'enracinement structural des anciens bassins protérozoïques dans le socle plus ancien peut aussi avoir conduit à la formation de gisements de type discordance (bassin d'Athabasca, Saskatchewan) qui pourraient être partiellement préservés (type Kintyre, Australie-Occidentale).

### 5.3.2 LA PROVINCE DE GRENVILLE

Cette province contient le plus grand nombre d'indices d'uranium au Québec. Cette situation est le résultat de son accessibilité et de sa position géographique le long de l'estuaire du Saint-Laurent. L'exploration de cette région a été intense entre 1950 et 1970. De ce fait, il existe de nombreux gisements, souvent de petite taille, qui ont été partiellement travaillés. L'inventaire réalisé a permis de répertorier plusieurs catégories de gisements :

- Des pegmatites et des granites pegmatitiques dans les métasédiments du Grenville (bassins de Mont-Laurier et de Wakeham). Au total, 81 434 t d'U réparties dans 12 gites à teneur faible ou très faible ont été recensées. Ces gisements sont de type Rössing, mais ont un potentiel de très fort tonnage. Dans le secteur du bassin de Wakeham (Baie-Johan-Beetz, Côte-Nord), les teneurs des minéralisations se situent entre 100 et 212 g/t d'U. Le secteur du bassin de Mont-Laurier contient des ressources à plus forte teneur (424 à 840 g/t d'U), mais les tonnages connus sont faibles.
- Des minéralisations dans des systèmes bréchiques à magnétite, à fluorine et à allanite liés de près à l'intrusion de granites riches en fluor (IOCG) à Kwyjibo (> 348 t d'U selon les estimations). Ce type de minéralisation est connu et présente des concentrations économiques ailleurs dans le Grenville (gisements de Michelin, 69,3 Mt à 763 g/t d'U, 52 924 t d'U au Labrador, et gisement de Bancroft en Ontario). Des

minéralisations de type skarn (Cu, Au, Mo et U), associées à des intrusions granitiques dans l'ouest du Québec, dans la région de l'Outaouais (Grand Calumet, Calumet Contact 3 et Matte), présentent un potentiel limité (877 t d'U).

- Les complexes alcalins situés dans le Grenville offrent également un potentiel intéressant. Ces complexes alcalins à carbonatitiques et à syénites néphéliniques ont d'abord suscité de l'intérêt pour le niobium. Certains sont enrichis en tantale, en uranium et en thorium, en plus de contenir des terres rares. Au total, on compte trois complexes importants : Crevier, Saint-Honoré (Niobec) et Kipawa (Zeus). De l'uranium est présent soit dans les ressources de terres rares (où il est associé à la monazite et à la bastnaesite) soit dans les ressources de niobium (pyrochlore, uranopyrochlore, columbite, apatite). Un total de 15 989 t d'U est recensé.

### 5.3.3 LES BASSINS PROTÉROZOÏQUES DANS LA PROVINCE DU SUPÉRIEUR

Plusieurs bassins sédimentaires protérozoïques sont présents dans la province du Supérieur. Ces dépressions dans le socle archéen sont les vestiges d'un bassin beaucoup plus large qui recouvrait la croûte continentale durant le Protérozoïque. Les bassins d'Otish et de Mistassini, situés à la limite sud de la province du Supérieur, sont tous deux de taille importante : ~200 x 70 km. Le bassin d'Otish contient trois gisements de type discordance, à teneur moyenne, découverts dans les années 1970 et 1980, et qui totalisent 16 268 t d'U (933 à 4871 g/t d'U). Ce type de minéralisation est très avantageux et produit les ressources d'uranium les plus rentables en Saskatchewan. Étant donné la taille des deux bassins et le potentiel minéral pour ce type de gisement, la probabilité d'y faire de nouvelles découvertes est très élevée. Il existe un troisième bassin plus petit, adjacent à la baie d'Hudson, formé des roches sédimentaires des groupes de Richmond Gulf et de Nastapoka. Des indices minéralisés en uranium au contact avec la discordance y ont été trouvés. Ce troisième bassin possède lui aussi un fort potentiel, mais il se trouve en partie dans le territoire du Parc national Tursujuq.

Une dizaine de petits bassins ont été préservés de l'érosion et contiennent des grès et des conglomérats avec des minéralisations de type paléoplacer. Des ressources totalisant 13 296 t d'U, réparties dans deux gites à faible teneur, ont été recensées. De l'or, de l'argent, ainsi que des concentrations de zircon, de monazite et d'oxydes de fer sont associées aux zones minéralisées. Ce type de minéralisation pourrait être mis en valeur pour son potentiel polymétallique (or, argent, thorium, uranium, terres rares). Du point de vue de leur potentiel uranifère, ces minéralisations sont moins intéressantes, car l'uranium est alors un coproduit et se trouve dans des minéraux partiellement réfractaires à l'extraction, comme la brannérite.

### 5.3.4 COMPLEXES ALCALINS

La province du Supérieur contient l'intrusion alcaline et la carbonatite de Montviel. Un potentiel de terres rares, de niobium et accessoirement d'uranium est recensé avec 13 031 t d'U. L'uranium occupe des zones souvent distinctes de celles des terres rares. D'autres intrusions alcalines et des carbonatites ont été découvertes, mais n'ont pas fait l'objet de travaux d'évaluation plus poussés. Quelques intrusions de syénites sont connues dans la province. Il existe donc un certain potentiel de découverte pour ce type de gisement dans une province qui est encore très peu connue et qui n'a été que très sommairement explorée.

## 5.4 RESSOURCES URANIFÈRES EN COPRODUIT ET RÉSIDUS MINIERES

Dans une perspective à long terme, les gisements contenant uniquement de l'uranium ainsi que ceux à forte teneur ne sont pas prédominants (tableau 5.1). Le Québec possède de nombreux gisements où soit la teneur en uranium est très faible, soit la substance principale n'est pas l'uranium. Ces ressources en uranium sont divisées selon les

processus géologiques responsables de leur formation. Ces subdivisions permettent de distinguer les groupes suivants :

#### **Gisements liés à des processus magmatiques**

1. Gisements de terres rares, de niobium et de métaux rares dans des carbonatites et des roches alcalines : 145 125 tonnes d'U réparties dans dix gisements de très faible teneur (< 0,03 % d'U) (provinces de Churchill, du Supérieur et de Grenville, et plateforme du Saint-Laurent).
2. Gisements contenant terres rares, zircon, yttrium, béryllium, niobium, tantale dans des granites hyperalcalins à métaux rares : 42 509 t d'U réparties dans trois gisements (batholite de Mistassin, situé à la limite du Labrador).
3. Gisements d'apatite associés aux intrusions de gabbro-anorthosites : potentiel de plus de 3537 t d'U, teneur extrêmement faible (province de Grenville).

#### **Gisements liés à des processus hydrothermaux**

4. Skarns associés à des granites riches en cuivre, en molybdène et en uranium : 877 t d'U réparties dans trois gisements (région de l'Outaouais, dans la province de Grenville).
5. Gisement de cuivre, d'argent et d'uranium stratiforme associé à des schistes graphiteux remaniés par des veines hydrothermales dans les nappes appalachiennes : > 45 t d'U dans un gisement à très faible teneur (province des Appalaches).

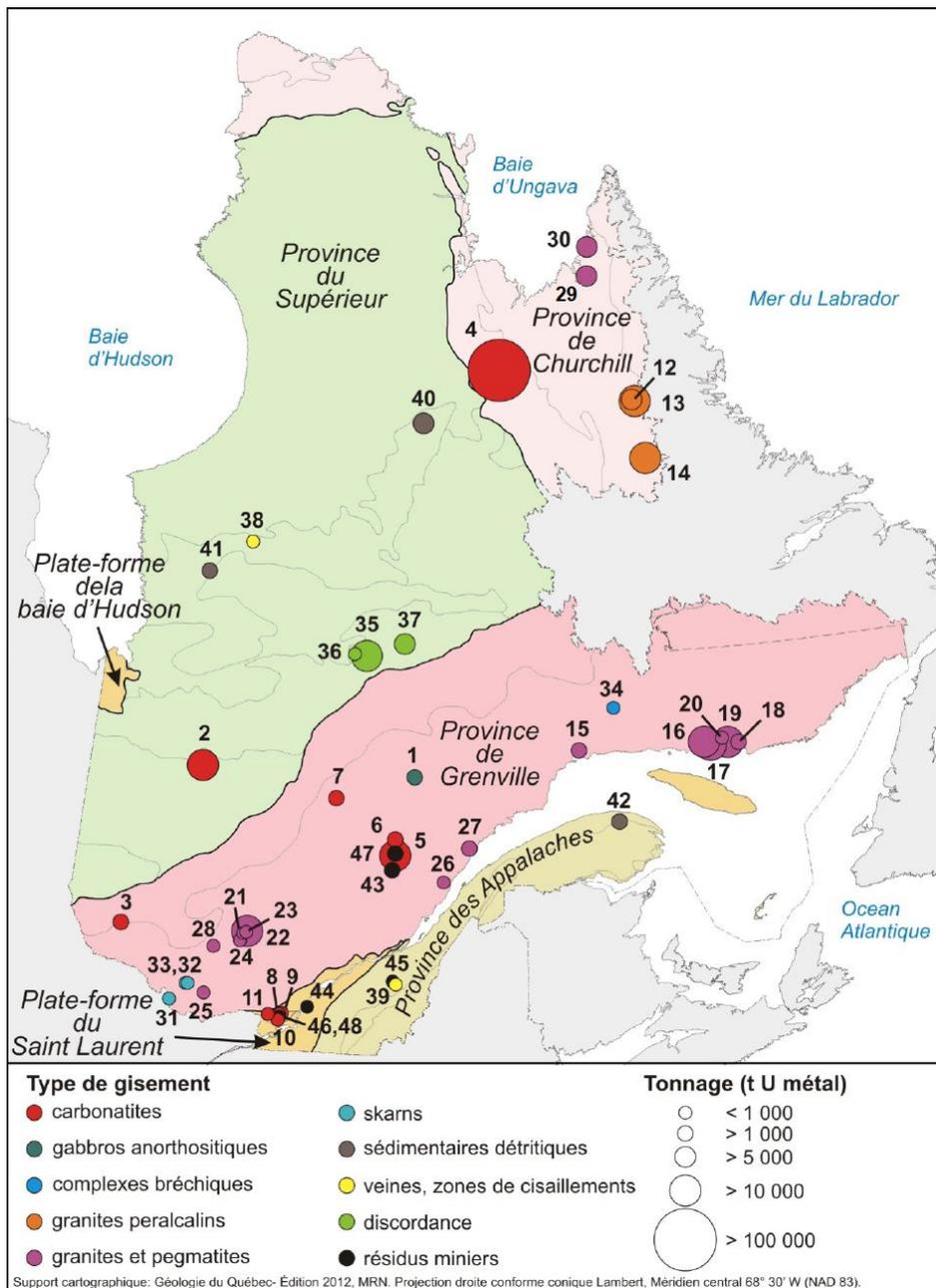
#### **Gisements syngénétiques**

6. Formations d'argiles alumineuses traitées pour l'extraction de l'alumine et d'autres métaux rares : 2808 t d'U (potentielles) réparties dans un gisement très faible teneur (province des Appalaches).

Par ailleurs, il existe plusieurs sites où l'industrie québécoise transforme des minerais avec des traces de thorium et d'uranium dans le but d'en extraire les substances suivantes :

- Le phosphore (acide phosphorique) à partir de minerais de phosphate importés ;
- L'aluminium de la bauxite à partir de minerais importés;
- Le niobium (ferroniobium) à partir de carbonatites québécoises;





1 : Lac à Paul, 2 : Montviel, 3 : Kipawa (Zeus, Lac Sheffield-2), 4 : Ashram (Eldor) / Erlandson No.1 , 5 : Niobec, Nb Mine, 6 : Niobec REE projet, 7 : Crevier, 8 : Manoka (Oka) , 9 : Oka, (Zone Bond, Wayfair), 10 : St-Lawrence Colombium Mine (SLC), 11 : St-André-2, 12 : Strange Lake B Zone, 13 : Strange Lake Main Zone (lac Brisson), 14 : Misery Lake, 15 : Lac Kachiwiss, 16 : North Shore / Turgeon, 17 : Baie Quetachou, 18 : Doran (Lacana), 19 : Johann Beetz (Drucourt Est), 20 : Lac Caron, 21 : Tom Dick (Zone Nord 1), 22 : Nova (ou Renard ou Allied (1-3), 23 : Mekoos (ou Bear, 3-3D), 24 : Lac Hanson, 25 : Lac Indien, Bain, 26 : Lac Fafard, 27 : Anomalie C11r4, 28 : Capri-2, 29 : Secteur North Rae, 30 : Secteur Cage, 31 : Grand Calumet / Calumet Contact N°3, 32 : Zone Matte, 33 : Zone de Camp , 34 : Kwijibo, 35 : Matoush, 36 : Lac Beaver / Zoran, 37 : Lavoie / Indice L, 38 : Ganiq, 39 : Harvey Hill Cu mine, 40 : Dieter Lake / Lac Gayot, 41 : Apple, 42 : Grande-Vallée, 43 : Boues Rouges Usine Vaudreuil - Jonquière, 44 : Phosphogypses, Varennes, 45 : Harvey Hill, résidus, 46 : Mine SLC, résidus, 47 : Mine Niobec, scories, 48 : Mine SLC, scories. Les indices uranifères sans estimation possible de ressources ne sont pas indiqués.

Figure 5.5 : Localisation des ressources d'uranium au Québec.

## 5.5 LES PROJETS D'EXPLORATION POUR L'URANIUM AU QUÉBEC

Une compagnie minière ou une compagnie d'exploration peut être considérée comme « acteur dans la filière de l'uranium » si elle a :

- commencé des travaux d'exploration ou d'évaluation des ressources d'uranium,
- cherché à produire de l'uranium comme sous-produit,
- débuté une exploitation où de l'uranium pourrait être valorisé,
- commencé la production d'uranium.

Au Québec, si l'on se base sur ces quatre critères, on compte 50 projets d'exploration en cours appartenant à 27 compagnies distinctes (tableau 5.1).

Les projets d'exploration régionale n'ayant pas fait l'objet de travaux d'évaluation de ressources ne sont pas mentionnés ici. Les projets abandonnés ayant révélé des indices d'uranium ne sont pas mentionnés non plus; ils sont répertoriés par le MRN et sont passés en revue dans l'inventaire des ressources d'uranium de la province.

La catégorie « exploration avancée » correspond à des travaux d'exploration qui comprennent des forages, des décapages, etc., consécutifs à la découverte d'indices minéralisés. Lorsqu'une compagnie a démontré la présence d'une ressource minérale (tonnage et teneur), elle peut passer en production. Il s'agit du stade de l'étude de faisabilité préliminaire qui permet de déterminer des réserves minérales (tableau 5.1).

Les étapes suivantes sont la construction des installations minières, la mise en exploitation pour une période donnée, puis la fermeture de la mine, son démantèlement, et finalement la restauration du site. À l'heure actuelle, elles ne concernent pas le Québec.

Tableau 5.1 : Projets d'exploration pour l'uranium au Québec (au 29 juillet 2013).

Projet et nature	Propriétaire	Localisation	Substances	Statut
Matoush (gisement)	Strateco Resources Inc.	Chibougamau, 275km au NE	U	Pré faisabilité
Lavoie (gisement)	Abitex Resources Inc. (AREVA)	Chibougamau, 275km au NE	Au, U	Pré faisabilité
Strange Lake (gisement)	Quest Rare Minerals Ltd.	Schefferville, 240km au NE	TR, Be, U, Zr, Nb,	Pré faisabilité
Rivière Camie	Cameco	Chibougamau, 275km au NE	U	Exploration avancée
Lac Turgeon (gisement)	Uracan Resources Ltd.	Sept-Îles, 250km à l'E	U	Exploration avancée
Ganiq (projet)	Midland Exploration Inc.	Baie James	U	Exploration avancée
Apple (gisement)	Strateco Resources Inc.	Radisson, 75km au SO	Au, U	Exploration avancée
Dieter Lake (projet)	Denison Mines Corp.	Fort Mackenzie, 140km au SO	U	Exploration avancée
Grand Calumet (projet)	Globex Mining Enterprises Inc.	Ottawa, 90km à l'ONO	F, Th, U	Exploration avancée
Lac Kachiwiss (projet)	Rio Tinto plc (Hathor Expl.)	Sept-Îles, 20km au NE	U	Exploration avancée
North Shore (projet)	Uracan Resources Ltd.	Sept-Îles, 305km à l'ENE	U	Exploration avancée
Costebelle (projet)	Uracan Resources Ltd.	Sept-Îles, 320km à l'ENE	U	Exploration
Cigare (projet)	Virginia Energy Resources Inc.	Chibougamau, 310km au NE	U	Exploration
Lorenz Gully (projet)	Virginia Energy Resources Inc.	Chibougamau, 310km au NE	U	Exploration
Peribonka (projet)	Virginia Energy Resources Inc.	Chibougamau, 310km au NE	U	Exploration
Trident (projet)	Virginia Energy Resources Inc.	Chibougamau, 310km au NE	Au, U	Exploration
Marc André (indice)	Virginia Energy Resources Inc.	Lac Laparre	U	Exploration
K9 (indice)	-	Baie James district	U	Exploration
Domino (indice)	-	Baie James	U	Exploration
Manitou (indice)	-	Mont-Laurier	U	Exploration
Baie-Johann-Beetz (projet)	Gimus Resources Inc. (Jourdan)	Havre St-Pierre, 85km à l'E	U	Exploration
Capri (projet)	-	Val d'Or, 90km au SO	U	Exploration
Doran (projet)	Entourage Mining Ltd.	Havre St-Pierre, 85km à l'E	U	Exploration
Drucourt/Lac Caron (projet)	A Better Search Inc.	Sept-Îles, 204 km à l'E	U	Exploration
Eclat (projet)	Strateco Resources Inc.	Chibougamau, 270km au NE	U	Exploration
Epsilon (projet)	Abitex Resources Inc.	Chibougamau, 350km au NE	Au, U	Exploration
Hotish (projet)	Dios Exploration Inc.	Chibougamau, 260km au NNE	Cu, Au, TR, Ag, U	Exploration
Hunters Point (projet)	Globex Mining Enterprises Inc.	North Bay, 90km au NE	Au, TR, Ag, U	Exploration
Kert (projet)	-	Ottawa, 60km au NNO	Cu, Mo, U	Exploration
Lac Colombet (projet)	Richmond Minerals Inc.	Partie nord du Lac Colombet	Cu, Au, U	Exploration
Lindsay (projet)	X-Terra Resources Corporation	North Bay, 95km au NE	Au, TR, U	Exploration
Lordeau (projet)	Starfire Minerals Inc.	Québec, 830km au NNO	Cu, Ag, U	Exploration
Matoush Extension (projet)	Strateco Resources Inc.	Chibougamau, 290km au NE	U	Exploration
Mistassini (indice)	Strateco Resources Inc.	Chibougamau, 239 km au N	U	Exploration
Mistassini/Otish (projet)	Uranium Valley Mines Ltd.	Centre-Nord du Québec	U	Exploration
Nanuk (projet)	Quest Rare Minerals Ltd.	Schefferville, 195km au NE	U	Exploration
North Rae (projet)	Azimut Exploration Inc.	Schefferville, 430km au N	U	Exploration
Notamiche (projet)	Resources Maximan Inc.	Mont-Laurier, 65km au N	Cu, Pb, Mo, Ni,	Exploration
Otish Basin (projet)	Virginia Energy Resources Inc.	Chibougamau, 310km au NE	U	Exploration
Otish Mountains (projet)	Virginia Energy Resources Inc.	Chibougamau, 200km au N	U	Exploration
Otish (projet)	Strateco Resources Inc.	Chibougamau, 280km au NE	U	Exploration
Otish (projet)	Ditem Explorations Inc.	Chibougamau, 243km au NE	U	Exploration
Beaver Lake (indice)	Ditem Explorations Inc.	Chibougamau, 300km au NE	U	Exploration
Pool/Halliwel (projet)	-	Ottawa, 88km au NO	TR, U	Exploration
Rupert River (projet)	Sheridan Platinum Group Ltd.	Chibougamau, 310km au NO	U	Exploration
Sagar (projet)	Energizer Resources Inc.	Mistamisk Lake	Cu, Au, U	Exploration
Upinor (projet)	Dios Exploration Inc.	Eastmain, 110km au NE	U	Exploration
Uskawanis Lake (projet)	Uragold Bay Resources Inc.	Radisson, 180km au SE	U	Exploration
Wakeham (projet)	Jourdan Resources Inc.	Havre St-Pierre, 70km au NE	U	Exploration
Waseco (projet)	AREVA SA	Schefferville, 204km au NW	U	Exploration

## 5.6 POTENTIEL DE PRODUCTION D'URANIUM DU QUÉBEC

Le potentiel de production du Québec peut provenir de trois sources différentes :

1. Ressources primaires où l'uranium est la substance principale;
2. Ressources primaires où l'uranium est un coproduit contribuant à la valeur du minerai;
3. Résidus miniers ou métallurgiques disponibles par retraitement (Annexe 2).

Nous avons compilé l'information minérale disponible dans le domaine public et un recoupement avec les données de l'AIEA et du MRN. L'AIEA répertorie 17 gisements québécois dans sa base de données UDEPO (ressources de 94 400 à 205 000 t d'U). L'information est lacunaire et contient des erreurs comme des doublets. Les données du MRN sont différentes et lacunaires également. L'information sur les ressources où l'uranium est un coproduit est tirée de données publiques. L'inventaire présenté ici comprend donc pour la première fois toutes ces ressources primaires (substance principale, coproduit) ainsi que les et résidus miniers et métallurgiques.

Notre estimation des ressources québécoises en uranium est de 315 000 t (tableaux 5.2 et 5.4). Les ressources à teneur moyenne dans des gîtes de type discordance (similaires à ceux de la Saskatchewan), les plus susceptibles d'être exploitées à court terme, ne représentent que 16 113 t U, dont l'essentiel se trouve dans le gisement de Matoush, dans les monts Otish. Il faut en outre relever quelques points importants sur les types de minéralisations rencontrées :

- Les gisements à très forte teneur présents ailleurs au Canada représentent des exceptions, et leur exploitation reste limitée;
- Sur les 314 851 t d'U des ressources, 278 615 t sont d'origine magmatique intrusive, ce qui représente **89 % de la ressource totale** d'uranium recensée (tableau 5.2);
- Sur les 278 615 t d'U d'origine magmatique, 191 172 t sont présentes comme coproduit valorisable à partir des vastes ressources québécoises en terres rares, en niobium, en tantale et en autres métaux rares. Cela représente **61 % de la ressource totale** d'uranium recensée;
- Mis à part les deux gisements du bassin d'Otish (Matoush et Lavoie), les gisements possèdent une faible concentration d'uranium (< 0,3 % d'U), voire une très faible concentration (< 0,03 % d'U).

Tableau 5.2 : Inventaire des ressources minérales en uranium du Québec (2013).

N° du dépôt	N° MRN	Nom du gisement / site	Compagnie minière	Type de gîte	Tonnage	U	U	Total
					(10 <sup>6</sup> t)	(g/t)	(t)	%
<b>Gisements de moyenne teneur (0,1 à 1,0 % U)</b>								
35	32P16-1001	Matoush	Strateco Resources Inc.	Discordance	2.27	4871	11 067	3.51
37	23D02-1001	Lavoie / Indice L	AREVA Resources Canada	Discordance	1.14	4444	5066	1.61
<b>Gisements de faible teneur (0,03 à 0,1 % U)</b>								
36	32P16-0001	Lac Beaver / Zoran		Discordance	0.15	933	135	0.04
22	31J14-0005	Nova (ou Renard ou Allied (1-3))	Nova Uranium Corp.	Alaskite/pegmatite	31.80	840	26 712	8.48
30		Secteur Cage	AREVA Resources Canada	Pegmatite/métasomatite	5.00	800	4000	1.27
31	31F15-0026	Grand Calumet / Calumet Contact N°3	Globex Mining Enterpr. Inc.	Skarn	1.00	678	678	0.22
32	31F15-0014	Zone Matte		Skarn	0.18	661	120	0.04
24	31J14-0013	Lac Hanson	Nova Uranium Corp.	Alaskite/pegmatite	0.54	636	346	0.11
23	31J14-0004	Mekoos (ou Bear, 3-3D)	Nova Uranium Corp.	Alaskite/pegmatite	0.52	539	283	0.09
29		Secteur North Rae	Azimut Exploration Inc.	Pegmatite/métasomatite	4.00	500	2000	0.64
40	23M15-0001	Dieter Lake / Lac Gayot	Denison Mines Inc.	Paléoplacer	19.31	487	9405	2.99
33	31F15-0013	Zone de Camp		Skarn	0.17	475	79	0.03
41	33F02-0004	Apple	Strateco Resources Inc.	Paléoplacer	8.50	458	3891	1.24
38	33G13-0010	Ganiq	Midland Exploration Inc.	Veine, z. de cisaillement	0.27	435	115	0.04
28		Capri-2	Starfire Minerals Inc.	Pegmatite/métasomatite	1.00	424	424	0.13
26	22C04-0002	Lac Fafard		Pegmatite	0.09	395	37	0.01
27	22C11-0001	Anomalie C11r4		Pegmatite	3.56	300	1068	0.34
<b>Gisements de très faible teneur (&lt;0,03 % U)</b>								
21	31J14-0001	Tom Dick (Zone Nord 1)	Nova Uranium Corp.	Alaskite/pegmatite	0.27	229	62	0.02
17	12L07-0008	Baie Quetachou	Uracan Resources Ltd.	Alaskite/pegmatite	93.45	212	19 811	6.29
18	12L08-0003	Doran (Lacana)	Entourage Mining Ltd.	Alaskite/pegmatite	10.89	211	2298	0.73
25	31F09-0008	Lac Indien, Bain		Pegmatite	0.13	178	23	0.01
15	22J08-0001	Lac Kachiwiss	Rio Tinto plc (Hathor Expl.)	Alaskite/pegmatite	16.60	136	2258	0.72
19	12L08-0005	Johann Beetz (Druccourt Est),	Gimus Resources Inc.	Alaskite/pegmatite	100.00	110	11000	3.49
16	12L07-0003	Côte-Nord / Turgeon	Uracan Resources Ltd	Alaskite/pegmatite	162.15	104	16912	5.37
20	12L08-0001	Lac Caron		Alaskite/pegmatite	2.00	100	200	0.06
							<b>117991</b>	<b>37.48</b>
<b>Gisements comportant de l'uranium comme coproduit potentiel</b>								
34		Kwijiibo (Josette)	SOQUEM Inc.	Complexe bréchique	0.8	435	348	0.11
4	24C-16-0003	Ashram (Eldor) / Erlandson No.1	Commerce Resources Corp.	Complexe alcalin	422.74	272	114985	36.52
8	31G-09-0017	Manoka (Oka)	x	Complexe alcalin	0.2	175	35	0.01
13	24A08-0001	Strange Lake Main Zone (Lac Brisson)	Quest Rare Minerals Ltd.	Granite hyperalcalin	54	146	7884	2.50
39	21L-06-0021	Harvey Hill Cu Mine		Veine, z. de cisaillement	0.45	100	45	0.01
3	31L15-0015	Kipawa (Zeus, Lac Sheffield-2)	Matamec Explorations Inc.	Complexe alcalin	16.314	62	1011	0.32
2	32F15-0004	Montviel	GéoMégA Resources Ltd	Complexe alcalin	250.6	52	13031	4.14
12		Strange Lake B Zone	Quest Rare Minerals Ltd.	Granite hyperalcalin	492.5	50	24625	7.82
14		Misery Lake	Quest Rare Minerals Ltd.	Granite hyperalcalin	200	50	10000	3.18
7	32H07-0001	Crevier	MDN Inc.	Complexe alcalin	40.792	39	1591	0.51
9	31G-09-0014	Oka, (Zone Bond, Wayfair)	Niocan Inc.	Complexe alcalin	13.85	29	402	0.13
11	31G/09-0021	St-André-2		Complexe alcalin	20	20	400	0.13
10	31G-08-0003	St-Lawrence Colombium Mine (SLC)	Ressources min. Augyva Inc.	Complexe alcalin	16.69	16.9	282	0.09
5	22D-11-0012	Niobec, Nb Mine	IAMGOLD Corp.	Complexe alcalin	794.51	15	11918	3.79
1		Lac à Paul	Ressources d'Arianne Inc.	Gabbro / anorthosite	655	5.4	3537	1.12
6		Niobec REE projet	IAMGOLD Corp.	Complexe alcalin	466.8	3.2	1470	0.47
42		Grande-Vallée	Orbite Aluminae Inc.	Argiles alumineuses	1040	2.7	2808	0.89
							<b>194373</b>	<b>61.73</b>
<b>Résidus miniers et métallurgiques</b>								
46	31G-08-0003	Mine SLC, scories	Ressources min. Augyva Inc.	Scories de ferriobium	0.065	815	53	0.02
47	22D-11-0012	Mine Niobec, scories	IAMGOLD Corp.	Scories de ferriobium	0.3	482	145	0.05
44		Phosphogypses, Varennes	Rhodia Canada Inc.	Résidu de phosphates	2	300	600	0.19
45	21L-06-0021	Harvey Hill, résidus		Résidu minier	0.3	100	30	0.01
43		Boues Rouges, Jonquières	Rio Tinto ALCAN	Résidu de bauxites	50	30	1500	0.48
48	31G-08-0003	Mine SLC, résidus	Ressources min. Augyva Inc.	Résidu minier	6.156	26	160	0.05
							<b>2488</b>	<b>0.79</b>
<b>Fiabilité :</b>		<b>NI43-101, ou fiabilité élevée</b>	<b>Moyenne</b>	<b>Faible</b>	<b>314851</b>			
<i>Estimations faites à partir des données minières publiques, des publications scientifiques et des données minéralogiques ; toutes les valeurs sont exprimées en uranium métal (et non en oxyde U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>).</i>								

## 5.7 LA POSITION QUÉBÉCOISE SUR LE PLAN MONDIAL

Il ressort de notre inventaire que le Québec dispose de ressources en uranium significatives sur le plan mondial. Le tableau 5.3 montre que ces ressources sont surtout constituées de gites intrusifs, puis de gites associés aux discordances et aux conglomérats. Ces deux dernières familles de gisements sont exploitées depuis longtemps au Canada. Le tableau 5.4 montre que l'on connaît au Québec des gites à faible et à moyenne teneur. Au Canada, les gisements à forte teneur n'ont été découverts qu'en profondeur et à l'issue de campagnes d'exploration de grande envergure. Compte tenu des environnements géologiques du Québec, il y existe un potentiel pour des gisements comparables.

Tableau 5.3 : Typologie des gisements mondiaux et canadiens, et comparaison avec le Québec.

Type de gisement	Production 2007 (t U)	N <sup>bre</sup> gisements Monde AIEA	Ressources mondiales AIEA (t U)	N <sup>bre</sup> gisements Canada AIEA	Ressources Canada AIEA (t U)	N <sup>bre</sup> gisements Québec (cet inventaire)	Ressources Québec 2013 (t U)
Gisements dans des grès	14 600	575	3 993 419	7	17 286		
Gisements liés à des discordances protérozoïques	14 100	85	1 255 382	57	757 880	3	16 268
Gisements liés à des complexes bréchiques	3 400	16	2 309 497	2	5 570	1	248
Gisements volcaniques	3 200	114	555 385	9	53 274		
Gisements intrusifs	2 600	78	1 094 545	23	62 681	28	278 605
Gisements métasomatiques	1 150	54	952 437	1	680	3	877
Type filonien ou inconnu	830	277	1 145 212	14		2	160
Gisements liés à des conglomérats à galets de quartz	540	61	1 071 822	21	434 732	2	13 296
Gisements superficiels	300	62	382 809	0			
Gisements en remplissage de cheminées bréchiques	0	17	16 460	0			
Gisements associés aux phosphates	0	40	12 898 130	0			
Gisements associés aux lignites et aux charbons	0	24	314 648	0			
Gisements dans les schistes noirs /argiles	0	42	1 199 086	1	9 385	1	2 808
<b>Total</b>	<b>40 720</b>	<b>1445</b>	<b>27 188 842</b>	<b>135</b>	<b>1 408 752</b>	<b>41</b>	<b>314 851</b>

Sources: AIEA (2), 2014; la base de données SIGÉOM, 2014.

Tableau 5.4 : Nombre de gisements recensés dans le monde ayant des réserves prouvées d'uranium, en fonction de la teneur et du tonnage d'uranium. Aux fins de comparaison, le nombre de gites au Québec avec des ressources uranifères est indiqué entre parenthèses. Il est à noter que les gisements à teneur moyenne à forte (> 0,1 %) sont peu nombreux dans l'état des travaux d'exploration actuels.

Réserves d'uranium (t d'U)					
	< 1000	1000 - 10 000	10 000 - 100 000	>100 000	Total
< 0,03 % d'U	12 (7)	65 (8)	32 (7)	6 (1)	115 (23)
0,03 - 0,10 % d'U	39 (10)	96 (5)	31 (1)	6	172 (16)
0,10 - 1,00 % d'U	139	282 (1)	89 (1)	7	517 (2)
1,00 - 5,00 % d'U	8	13	10	0	31
>5,00 % d'U	0	1	0	2	3
<b>Total</b>	<b>198 (17)</b>	<b>457 (14)</b>	<b>162 (9)</b>	<b>21 (1)</b>	<b>838 (41)</b>

Sources : AIEA (3), 2009; AIEA (2), 2014.

## 6 PERMIS ET AUTORISATIONS POUR LES PROJETS MINIERS URANIFÈRES AU QUÉBEC

### Sommaire

- L'activité minière est très encadrée par des lois et règlements au Québec.
- De nombreux permis et autorisations doivent être obtenus à tous les stades du développement d'un projet minier afin que celui-ci aille de l'avant.
- Les principaux ministères concernés sont celui des Ressources naturelles et celui du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Le titulaire d'un claim a l'obligation de déclarer la découverte de substances minérales contenant plus de 0,1 % d'octaoxyde de triuranium ( $U_3O_8$ ) dans les 90 jours de cette découverte.
- Pour les mines d'uranium, un organisme fédéral s'ajoute dans les processus d'obtention des permis : la Commission canadienne de sûreté nucléaire.
- Partout sur le territoire du Québec, les projets de mines d'uranium font l'objet d'une évaluation environnementale selon la procédure en vigueur dans la région concernée.

## 6.1 INTRODUCTION

Les dispositions législatives et réglementaires encadrant l'activité minière sont de compétence provinciale. Au Québec, elles sont appliquées principalement par le ministère des Ressources naturelles (MRN) et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). La Loi sur les mines encadre les activités minières, dont l'attribution des droits miniers. D'autres lois et règlements s'appliquent concernant l'environnement, l'aménagement du territoire ou la santé et la sécurité du travail, dont la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), la Loi sur le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme, la Loi sur les compétences municipales, le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État et le Règlement sur la santé et sur la sécurité du travailleur dans les mines.

Cependant, la production d'uranium est de compétence fédérale. En vertu de la Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires (LSRN), la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) (voir l'encadré) est responsable de la réglementation et de l'autorisation de toutes les activités actuelles et à venir d'extraction et de concentration de l'uranium au Canada. Le processus d'autorisation suit les étapes décrites dans le Règlement sur les mines et les usines de concentration d'uranium qui correspondent à la préparation de l'emplacement, la construction, l'exploitation, le déclassement et l'abandon. Ainsi, la CCSN délivre un permis distinct pour chacune des phases du cycle de vie d'une mine et d'une usine de concentration d'uranium. La CCSN exerce une surveillance rigoureuse de l'application de la réglementation et s'assure que chaque titulaire de permis dispose d'une garantie financière pour chaque installation – pendant toutes les phases du cycle de vie - afin de couvrir les coûts éventuels du déclassement. En outre, en vertu du Règlement sur les droits de recouvrement des coûts de la Commission canadienne de sûreté nucléaire, cette dernière facture au titulaire de permis tous les coûts liés aux activités réglementaires. De plus, la CCSN doit s'assurer que les exigences de la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012) sont respectées. Selon le contexte, d'autres lois ou règlements fédéraux peuvent également s'appliquer à un projet par exemple le Règlement sur les effluents des mines de métaux, la Loi sur la protection des eaux navigables ou la Loi sur les pêches (INSPQ, 2013).

### La Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN)

Organisme fédéral chargé de l'application de la **Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires**, la CCSN son mandat se résume ainsi : « La CCSN réglemente l'utilisation de l'énergie et des matières nucléaires afin de préserver la santé, la sûreté et la sécurité des Canadiens, de protéger l'environnement et de respecter les engagements internationaux du Canada à l'égard de l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire. » (CCSN, 2013). Indépendants du gouvernement et de l'industrie nucléaire, les commissaires de la CCSN rendent des décisions sur les demandes de permis à la suite de procédures publiques auxquelles toutes les parties intéressées peuvent prendre part. Le personnel de la CCSN, plus de 800 personnes avec différentes expertises, appuie le travail des commissaires et met en œuvre la surveillance des détenteurs de permis. Pour les mines d'uranium, des permis successifs sont requis selon le stade d'avancement du projet. La CCSN exerce aussi une surveillance pour les appareils médicaux et industriels utilisant des substances nucléaires, ainsi que pour les réacteurs de recherche et ceux produisant de l'électricité. Elle s'occupe de cette surveillance de la conformité « du berceau au tombeau ».

Le processus d'obtention des droits miniers est un élément central du contrôle des opérations minières au Québec, tant du point de vue de l'utilisation du territoire que du point de vue environnemental. Le nombre de permis à

obtenir est plus élevé au stade de l'exploitation (et de sa préparation) qu'au stade de l'exploration. Les processus sont nombreux et font appel à plusieurs organismes des différents paliers de gouvernement.

Une description détaillée du processus d'obtention de tous les permis dépasse la portée de ce document. Les pages qui suivent résument les différents processus d'obtention de permis et d'autorisation requis lors des étapes successives d'un projet minier, tout en mettant en lumière les mesures spécifiques de surveillance et de contrôle pour l'uranium. Puisqu'il s'agit de donner une idée générale des processus, les lois et règlements ne sont pas cités pour chacune des étapes. Quelques précisions concernant la consultation des nations autochtones complètent ce chapitre. Le Tableau 6.1 présente une synthèse de l'application des principales lois et règlements suivant les étapes d'exploration et d'exploitation de l'uranium au Québec. Une liste des lois et règlements canadiens et internationaux est présentée à l'annexe 1.

Tableau 6.1 : Synthèse de l'application des principales lois et règlements suivant les étapes d'exploration et d'exploitation de l'uranium.

Juridiction québécoise		Juridiction fédérale
MRN	MDDEFP	CCSN
Loi sur les mines	Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)	Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires
<b>Étape de l'Exploration</b> (Prospection, forages, échantillonnages, travaux d'accès au site)		
Acquisition d'un titre d'exploration (claim). Application réglementaire (p. ex. RNI).	Respect des lois et des règlements. Autorisation nécessaire si risque d'impact sur l'environnement.	
<b>Étape de l'Exploration avancée</b> (Travaux d'accès et caractérisation approfondie du gisement, analyse de faisabilité)		
Permis pour l'échantillonnage en vrac et, le cas échéant, approbation d'un plan restauration.	Respect des lois et règlement. Le cas échéant, autorisation requise si risque d'impact sur l'environnement et/ou si l'activité est réalisée en dans la région de la Baie James et du Nord québécois.	Permis pour l'extraction exigé.
<b>Étape avant la construction et l'exploitation</b> (Préparation et aménagement du site, construction des installations, aménagement souterrain ou à ciel ouvert)		
Demande de Bail minier : Démonstration de la viabilité de l'exploitation; Approbation d'un plan de restauration; Dépôt d'études de faisabilité et d'opportunité économique et de marché.	Applicabilité de la procédure d'évaluation environnementale (section IV.1 du chapitre I de la LQE et chapitre II de la LQE) : Réalisation d'une étude d'impact environnementale; Séance d'information et de consultation publiques et possibilité d'audience publique; Rapport d'analyse environnemental; Obtention d'un certificat d'autorisation (CA) en vertu des articles 31.5, 164 ou 201 de la LQE.  Obtention de CA en vertu de l'article 22 de la LQE préalable à la construction et à l'exploitation.	Réalisation de l'étude des incidences environnementales potentielles et des mesures d'atténuation.  Obtention d'un permis de préparation de l'emplacement et de construction.  Obtention d'un permis d'exploitation.
<b>Étape de l'exploitation</b>		
Mise à jour du Plan de restauration.	Dépôt d'une demande d'attestation d'assainissement.  Mise en œuvre d'un programme de suivi des impacts permettant de contrôler le respect des normes réglementaires et des conditions d'autorisation	Mesure de contrôle afin de s'assurer du respect des règlements et des conditions établies dans les permis.
<b>Étape de fermeture, restauration et suivi du site</b>		
Sécurisation des lieux; Réalisation du plan de restauration	Poursuite du suivi environnemental tant qu'il y aura des rejets; Mise en œuvre, le cas échéant, d'un plan de réhabilitation des sols.	Obtention d'un permis de déclassement.  Obtention d'un permis d'abandon

## 6.2 AVANT L'EXPLORATION

L'exploration minérale, ou prospection, est une activité qui vise à découvrir des ressources minérales. Le titre minier qui donne le droit exclusif de faire l'exploration pour les substances minérales est le claim. Certains territoires sont fermés à l'exploration tandis que d'autres sont soumis à des contraintes. Le claim donne aussi à son titulaire une assurance raisonnable de pouvoir exploiter les ressources minérales découvertes sur la superficie dont il fait l'objet, s'il obtient les autorisations et permis requis. Le claim s'obtient par désignation sur carte ou par jalonnement sur le terrain, par le titulaire d'un permis de prospection. Il est valide à partir de la date de son inscription au registre dans le système GESTIM du ministère des Ressources naturelles du Québec. Une carte des titres miniers en vigueur en août 2013 est reproduite à l'annexe 5.

La Loi modifiant la Loi sur les mines, sanctionnée le 10 décembre 2013, prévoit que les municipalités régionales de comté (MRC) détermineront les territoires incompatibles à l'activité minière dans leur schéma d'aménagement et de développement. Dans l'intervalle, sur les terres du domaine de l'État, il ne sera pas possible d'obtenir de nouveaux claims sur des terrains compris dans un périmètre urbanisé sur lesquels il n'y avait pas de claims.

Le claim est valide pour deux ans. Il est renouvelable lorsque des travaux ont été effectués et que les droits de renouvellement ont été payés. Un barème s'applique pour déterminer si le montant dépensé pour les travaux est suffisant (MRN, 2013). Si la valeur des travaux d'exploration dépasse le seuil requis pour le renouvellement, le montant résiduel peut servir au renouvellement des claims adjacents ou encore à des renouvellements futurs. La durée de vie des crédits de travaux est maintenant limitée à 12 ans.

Le respect des lois et règlements qui s'appliquent au terrain visé est nécessaire. Les travaux d'exploration sont entrepris une fois que les permis requis sont obtenus. Par exemple, s'il faut effectuer des travaux forestiers avant de commencer l'exploration, ou si une construction non démontable est prévue, il faut obtenir un permis du MRN. Si les travaux d'exploration prévus risquent de perturber le milieu naturel (forêt, flore, faune, lac, cours d'eau, milieu humide), une autorisation du MDDEFP peut être exigée.

## 6.3 EXPLORATION

Une fois le claim obtenu (ainsi que les autres permis ou autorisations, le cas échéant), le projet d'exploration sur le terrain peut aller de l'avant. De nombreux travaux peuvent cependant être réalisés à distance, par télédétection ou par levés aériens (géophysiques). Les premiers travaux sont généralement limités à des visites d'affleurements, de la cartographie et de l'échantillonnage au marteau. L'échantillonnage des sols des sédiments (lacs, ruisseaux, sédiments glaciaires) peut intervenir à ce stade. Des levés géophysiques au sol peuvent être effectués pour mieux définir les propriétés physiques du terrain. Des tranchées peuvent être creusées dans le sol pour cartographier et échantillonner le socle lorsque la couverture sédimentaire masque des secteurs intéressants. Les affleurements importants peuvent être décapés pour faire une cartographie détaillée. Les tranchées et les décapages peuvent être échantillonnés au moyen de rainures qui donnent une information continue sur la composition des roches en surface. Les tranchées et les décapages doivent être refermés une fois les travaux terminés. Des forages sont entrepris pour tester la continuité latérale et en profondeur de la minéralisation, et des échantillons sont prélevés pour mesurer la composition chimique des roches minéralisées.

Certains travaux d'exploration peuvent nécessiter un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE, notamment lorsque des cours d'eau, lac, étang, marais, marécage ou tourbière sont touchés par les travaux et que les dimensions des tranchées et décapages excèdent les seuils prévus dans la Directive 019 du MDDEFP sur l'industrie minière.

Le titulaire d'un claim doit aviser le propriétaire et la municipalité locale de l'obtention de son claim dans les 60 jours suivant son inscription au registre. Si le claim se trouve sur le territoire d'une municipalité locale, il doit informer cette dernière et le propriétaire du terrain des travaux qui seront exécutés au moins 30 jours avant le début des travaux. Sur un terrain privé, le titulaire doit obtenir l'autorisation écrite du propriétaire pour y accéder au moins 30 jours à l'avance.

Le titulaire de claim est tenu de déclarer au ministre des Ressources naturelles et au ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs toute découverte de substances minérales contenant 0,1 % ou plus d'octaoxyde de triuranium dans les 90 jours de cette découverte.

De plus, la présence de radioactivité dans les échantillons récoltés sur le terrain (liée ou non à l'uranium) entraîne la nécessité d'emballer et de transporter ces échantillons d'une manière précise, selon le Règlement sur l'emballage et le transport des substances nucléaires qui reprend les règles de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA). Ce règlement s'appliquera à toutes les étapes subséquentes d'un projet minier, et la CCSN s'occupe de son application.

La CCSN considère que « L'exploration en surface effectuée pour trouver de l'uranium est exempte des dispositions de la LSRN parce qu'elle présente peu de risque. Chaque province ou territoire est responsable de la réglementation et de la surveillance des activités d'exploration dans les territoires qui relèvent de leur compétence et de l'information du public au sujet de ces activités. » (CCSN, 2013).

Par ailleurs, tout un chapitre des lignes directrices *e3 Plus* pour l'excellence en exploration minière est consacré à l'exploration pour l'uranium. Dans ce document, développé pour l'Association des prospecteurs et développeurs du Canada (PDAC), on décrit les mesures de sécurité à prendre pour protéger la santé des travailleurs en exploration et aussi celle de ceux qui assurent le transport et la manutention des échantillons radioactifs.

## 6.4 EXPLORATION AVANCÉE

L'exploration avancée consiste à mesurer avec précision le volume et la composition des roches minéralisées. Pour ce faire, la portion de la ressource minérale sous la surface du socle doit être étudiée par forage au diamant. La densité des forages augmente avec l'avancement du projet, jusqu'à ce que la continuité géologique et les teneurs soient établis avec une précision satisfaisante. L'évaluation de la teneur du gîte doit souvent être confirmée par l'extraction d'un échantillon en vrac de plus de 50 tonnes. Les données obtenues doivent être assez précises pour qu'une personne qualifiée puisse établir la faisabilité d'une éventuelle exploitation. Le MRN délivre une « autorisation d'échantillonnage en vrac », après analyse des documents requis de la part du promoteur du projet (formulaire, rapport et cartes).

L'extraction d'un échantillon en vrac requiert le foncement d'un puits ou d'une rampe d'exploration. Dans le cas d'anciennes exploitations, cela peut comprendre le dénoyage d'un puits de mine. Ces travaux ont un impact plus important sur le milieu, car ils impliquent le décapage du site et l'aménagement d'aire d'accumulation pour les résidus miniers. Toutefois, les rejets générés devront se situer à l'intérieur des normes environnementales applicables, telles que dictées par la Directive 019 sur l'industrie minière, et un certificat d'autorisation ministériel émis en vertu de l'article 22 de la LQE pourra être nécessaire. Un plan de restauration du terrain doit être approuvé par le MRN sur avis favorable du MDDEFP. Pour les projets d'exploration avancée, localisés dans la région de la Baie James et du Nord québécois, une évaluation environnementale, en vertu du Chapitre II de la LQE, pourrait aussi être requise (voir l'encadré sur la Procédure québécoise d'évaluation environnementale).

La CCSN devra délivrer un permis pour qu'une telle extraction aille de l'avant. Cela implique, pour le promoteur, le dépôt d'une demande qui sera étudiée par le personnel de la CCSN. Celui-ci formulera des recommandations à l'intention des membres de la Commission de la CCSN, après consultation des autres ministères et organismes fédéraux concernés (Santé Canada, Pêches et Océans Canada, Transports Canada, etc.). De plus, des audiences publiques seront tenues afin que le public, les groupes autochtones touchés par le projet et toute autre partie intéressée, puissent s'exprimer et déposer des mémoires. Le permis ne sera accordé que si le tribunal considère que toutes les exigences réglementaires sont satisfaites, comme le précise l'article 24(4) de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*.

*La Commission ne délivre, ne renouvelle, ne modifie ou ne remplace une licence ou un permis ou n'en autorise le transfert que si elle est d'avis que l'auteur de la demande (...) à la fois :*

- *est compétent pour exercer les activités visées par la licence ou le permis;*
- *prendra, dans le cadre de ces activités, les mesures voulues pour préserver la santé et la sécurité des personnes, pour protéger l'environnement, pour maintenir la sécurité nationale et pour respecter les obligations internationales que le Canada a assumées.*

Ce processus de délivrance de permis de la CCSN devra être répété pour toutes les étapes d'une mine d'uranium. Le permis accordé sera donc assorti de conditions particulières au stade de l'exploration avancée.

#### ***Procédure québécoise d'évaluation environnementale***

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) gère les procédures québécoises d'évaluation environnementale en milieu nordique depuis 1975, et au Québec méridional depuis 1980. Le but principal des procédures d'évaluation environnementale est d'éclairer les décideurs quant à l'à-propos d'autoriser certains projets susceptibles de perturber l'environnement de façon significative et de susciter des interrogations chez le public. La Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) prévoit des procédures rigoureuses pour l'évaluation et l'examen des impacts des projets de développement sur l'environnement et le milieu social qui se déclinent suivant trois territoires d'application.

##### *Québec méridional :*

Les procédures s'appliquant dans la partie méridionale du territoire québécois sont définies à la section IV.1 du chapitre I de la LQE et au Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (c. Q-2, r.23) (RÉEIE) qui en découle. La section II du RÉEIE liste les projets assujettis à la procédure dont, pour le domaine minier:

- la construction d'une usine de traitement de minerai métallifère ou d'amiante dont la capacité de traitement est de 2 000 tonnes métriques ou plus par jour, de minerai d'uranium, de minerai de terres rares et de tout autre minerai dont la capacité de traitement est de 500 tonnes métriques ou plus par jour;
- l'ouverture et l'exploitation d'une mine métallifère ou d'amiante dont la capacité de production est de 2 000 tonnes métriques ou plus par jour, d'une mine d'uranium, d'une mine de terres rares et de toute autre mine dont la capacité de production est de 500 tonnes métriques ou plus par jour.

La procédure d'évaluation s'enclenche lorsque l'initiateur avise MDDEFP qu'il a l'intention de réaliser un projet assujetti. Le ministre lui transmet alors une directive dans laquelle sont précisés les éléments que doit contenir son étude d'impact, notamment : la raison d'être du projet, les variantes du projet, la description du milieu biophysique

et humain, les impacts du projet, les mesures d'atténuation envisagées, les mesures d'urgence ainsi que les programmes de surveillance et de suivi.

À la réception de l'étude d'impact, le ministre s'assure que les exigences de la directive ont été respectées. Ainsi, il peut être demandé à l'initiateur d'apporter des précisions ou des compléments d'information à son étude d'impact avant qu'elle ne soit rendue publique pour la tenue de séances d'information et de consultations menées par un organisme indépendant, le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE).

Durant cette période de 45 jours, une personne, un groupe ou une municipalité peut adresser une demande d'audience publique au Ministre qui en confie le mandat au BAPE pour une durée d'au plus 4 mois. Lors d'une audience publique, la population peut s'informer sur le projet et formuler ses commentaires. Le BAPE fait état de ses constatations et de l'analyse qu'il en a tirée dans un rapport qu'il transmet au ministre qui le rend public dans les 60 jours suivant sa réception.

Durant cette même période, les spécialistes du Ministère, en collaboration avec les autres ministères et organismes concernés, analysent le projet afin de conseiller le ministre sur son acceptabilité environnementale et sur la pertinence de le réaliser ou non, et, le cas échéant, sur ses conditions d'autorisation.

À partir du rapport du BAPE et du rapport d'analyse environnementale, le ministre fait une recommandation au gouvernement. Ce dernier rend sa décision par décret en vertu des articles 31.1 et 31.5 de la LQE: il autorise le projet, avec ou sans modifications et aux conditions qu'il détermine, ou le refuse.

#### *Milieu nordique - Région de la Baie James et du Nord québécois*

Les procédures d'évaluation s'appliquant en milieu nordique sont définies au chapitre II de la LQE, y compris les annexes A et B qui désignent respectivement les projets obligatoirement assujettis et les projets obligatoirement soustraits à la procédure d'évaluation et d'examen, et ce, en conformité avec les dispositions prévues dans la Convention de la Baie James et du Nord québécois (CBJNQ) et la Convention du Nord-Est québécois (CNEQ), conclues avec les nations autochtones des régions nordiques.

Ainsi, en vertu de l'annexe A tout projet minier, y compris l'agrandissement, la transformation ou la modification d'une exploitation minière existante, est assujetti tandis qu'en vertu de l'annexe B tout sondage, étude préliminaire, recherche, expérience hors d'usine, travail de reconnaissance aérienne ou terrestre, carottage, étude ou relevé technique préalable à un projet quelconque en sont soustraits. Par contre l'exploration avancée qui ne se retrouve pas dans les annexes A et B peut y être assujettie.

De plus, 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 (chapitre Q-2, r. 25) identifie les renseignements préliminaires que doit transmettre un initiateur de projet et suggère le contenu des études d'impact.

Les procédures d'évaluation environnementale propres à ces régions se distinguent, entre autres, par une participation active des autochtones (Cris, Inuits et Naskapis) qui y habitent. De plus, les projets réalisés au sud 55<sup>e</sup> parallèle sont évalués et examinés par le comité d'évaluation (COMEV) et le comité d'examen (COMEX) et les projets réalisés au nord du 55<sup>e</sup> parallèle sont évalués et examinés par la commission de la qualité de l'environnement Kativik (CQEK). Les administrations autochtones et le public ont la possibilité de faire des représentations auprès du COMEX ou de la CQEK, qui peuvent aussi tenir des audiences publiques ou toute autre forme de consultation. Enfin, en prenant en considération la recommandation du COMEX ou la décision de la CQEK, l'administrateur, en l'occurrence le sous-ministre du MDDEFP, autorise ou non le projet en vertu, respectivement, des articles 164 et 201 de la LQE.

### *Région de Moinier*

La région de Moinier comprend le territoire visé au deuxième alinéa de l'article 31.9 de la LQE soit le territoire borné à l'ouest par le 69<sup>e</sup> méridien, au nord par le 55<sup>e</sup> parallèle, au sud par le 53<sup>e</sup> parallèle et à l'est par la limite «est» prévue par les lois de 1912 relatives à l'extension des frontières du Québec (II George V, chapitre 7) et Statuts du Canada (II George V, chapitre 45).

Le Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement dans une partie du Nord-Est québécois (c. Q-2, r.24), assujettit tous les projets désignés à l'annexe A de la LQE. Spécifiquement, ce règlement précise que les projets d'agrandissement, de transformation et de modification d'une exploitation minière existante visés au paragraphe a du premier alinéa de l'annexe A de la Loi comprennent notamment les changements de procédé de concentration du minerai, l'établissement d'un parc à déchets miniers dans un nouveau bassin de drainage et la mise en place de procédés de transformation plus poussés des concentrés.

La procédure d'évaluation utilisée est celle décrite à la section IV.1 de la LQE pour le Québec méridional avec toutefois quelques adaptations. Ainsi, les projets assujettis doivent faire l'objet d'un certificat d'autorisation délivré par le gouvernement en vertu des articles 31.1 et 31.5 de la LQE. De plus, ils doivent être soumis à des séances d'information et de consultations menées par le BAPE et éventuellement à des audiences publiques. Toutefois, le ministre doit, aussitôt après avoir rendu publique une étude d'impact sur l'environnement, en transmettre une copie au village naskapi de Kawawachikamach qui peut alors émettre ses commentaires et demander au ministre la tenue d'une audience publique. Par ailleurs, le contenu de toute étude d'impact sur l'environnement doit notamment comprendre les objectifs et les paramètres énoncés aux articles 4, 5 et 7 du 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 (chapitre Q-2, r. 25)

## 6.5 AVANT LA CONSTRUCTION

Avant d'entreprendre la construction des installations nécessaires à l'exploitation d'une mine, le promoteur doit obtenir du MRN un « bail minier ». Pour ce faire, il doit démontrer la présence d'un gisement exploitable (au moyen d'un rapport certifié par un ingénieur ou un géologue), présenter un plan d'arpentage ainsi qu'un plan de restauration approuvé par le MRN, de même que payer le loyer annuel et la garantie financière pour la restauration (selon le calendrier établi). Le bail ne peut être conclu avant que le certificat d'autorisation prévu aux articles 22, 31.5, 164 ou 201 de la LQE ait été délivré, à moins que le délai pour l'obtenir s'avère déraisonnable. La demande de bail doit également être accompagnée d'une étude de faisabilité du projet et d'une étude d'opportunité économique et de marché pour la transformation au Québec. Ces documents sont examinés par le MRN. Le ministre des Ressources naturelles peut assortir le bail de conditions visant à éviter les conflits avec d'autres utilisations du territoire. Au moment de la conclusion du bail, le gouvernement peut, pour des motifs raisonnables, exiger la maximisation des retombées économiques en territoire québécois. Le bail minier couvre au maximum 100 hectares. Il est valide pour 20 ans, et peut ensuite être renouvelé au plus trois fois, pour une période de 10 ans, et ce, à certaines conditions. Par la suite, le bail peut être prolongé pour des périodes de cinq ans.

Si certaines infrastructures liées à la mine (comme le parc à résidus miniers ou l'usine de traitement du minerai) se situent en dehors du bail minier, le promoteur doit obtenir une autorisation ou un bail de location des terres

publiques de la part du MRN. Un permis de construction municipal est aussi requis pour les installations situées à l'intérieur des limites d'une municipalité.

En parallèle, la procédure québécoise d'évaluation environnementale décrite à l'encadré est appliquée. L'étude d'impact environnemental est préparée à ce stade. Les consultations publiques, si elles ont été demandées, se tiendront pendant cette période.

De plus, les certificats d'autorisation (CA) émis par le MDDEFP en vertu de l'article 22 de la LQE sont requis avant d'effectuer les travaux de construction et la mise en exploitation. Pour encadrer la délivrance de ces CA et assurer une uniformité dans l'analyse des projets du secteur minier, le MDDEFP a publié, en 1982, la Directive 019 sur l'industrie minière, qui est entrée officiellement en vigueur en mai 1989. Celle-ci a fait l'objet d'une importante mise à jour en 2005 et plus récemment en 2012. Ce document de référence est couramment utilisé pour établir les exigences de base à respecter par les exploitants des sites miniers et les informations à fournir lors de la présentation des demandes de CA. La Directive 019 n'a pas de portée légale, mais elle permet de faciliter l'application de l'article 22 de la LQE. De cette façon, lorsque les exigences définies dans la Directive 019 sont incluses dans un CA, l'exploitant doit s'y conformer. Les différentes versions de la Directive 019, disponibles sur le site Internet du MDDEFP, contiennent des exigences rigoureuses particulièrement en matière de gestion des résidus miniers et des rejets liquides.

Les infrastructures d'accès (route, pont, aéroport, port) et de logement, celles liées à l'eau (captage, distribution, traitement), la gestion des matières résiduelles et dangereuses, ainsi que la gestion des sols contaminés font également l'objet de contrôles stricts, et des permis ou d'autres types d'autorisation doivent être obtenus. Ceux-ci ne sont pas nécessairement spécifiques au monde minier; par exemple, pour l'entreposage et l'utilisation d'explosifs, un processus supervisé par la Sûreté du Québec est obligatoire. De même, ces permis et autorisations ne seront pas forcément sollicités au stade de la construction, mais peuvent être nécessaires tout au long du cycle minier.

Par ailleurs, la CCSN s'assurera de l'application de la procédure canadienne d'évaluation environnementale révisée en juillet 2012. En effet, depuis cette date les évaluations environnementales ne sont plus requises en vertu de l'ancienne LCEE. Toutefois, afin d'éviter tout risque déraisonnable pour l'environnement et pour la santé et la sécurité des personnes, l'étude des incidences environnementales potentielles et des mesures d'atténuation relatives à ces projets de mine se poursuit en vertu de la Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires, dans le cadre de l'examen des demandes de permis effectué par la CCSN.

La demande de « permis de préparation de l'emplacement et de construction » soumise à la CCSN comporte de nombreux documents, dont les programmes et calendriers de recrutement et de formation du personnel d'exploitation et de maintenance, ainsi que le programme d'information du public des effets de la préparation du site et de la construction de l'installation sur la santé et la sécurité du public et sur l'environnement. Un plan de déclassé du site sera aussi nécessaire pour établir le montant à déposer en garantie financière. À toutes les étapes du processus minier, ces renseignements seront mis à jour. Les multiples documents à préparer ainsi que les différentes étapes à franchir dans les processus d'approbation font en sorte que les délais avant le début des travaux sont longs.

Enfin, ces projets continuent d'être assujettis aux autres normes, lois et règlements pertinents du gouvernement fédéral comme la Loi sur les pêches et le Règlement sur les effluents des mines de métaux.

## 6.6 CONSTRUCTION ET DÉVELOPPEMENT DU SITE

Pendant la construction, les organismes impliqués dans la délivrance des permis effectuent des inspections de contrôle, ainsi qu'une surveillance. Le promoteur doit aussi transmettre des renseignements à ces différents organismes en effectuant lui-même différents tests et inspections à intervalles réguliers.

Les règles de la CCSN prévoient que : « Si les activités de vérification de la conformité relèvent un cas de non-conformité ou une tendance négative, la CCSN peut prendre diverses mesures d'application, allant d'une simple demande pour la prise de mesures correctives jusqu'à la recommandation d'une poursuite criminelle » (CCSN, 2010). La reddition de comptes est un aspect fondamental pour conserver son permis et obtenir le suivant. Les écarts par rapport à la norme, les incidents et, s'il y a lieu, les accidents font l'objet de rapports et de suivis pour que les correctifs soient mis en œuvre dès que possible. La CCSN a le pouvoir d'émettre des ordres aux détenteurs de permis pour qu'ils remédient à des problèmes identifiés lors d'inspections ou lorsque les détenteurs déclarent eux-mêmes des incidents. Des rapports d'enquête peuvent aussi être produits à la demande de la CCSN.

## 6.7 AVANT L'EXPLOITATION

L'obtention d'un CA, émis par le MDDEFP en vertu de l'article 22 de la LQE, l'approbation du plan de restauration du site minier et le bail minier émis par le MRN sont nécessaires pour le démarrage de l'exploitation d'une mine. Ce CA comprend notamment un programme de surveillance et de suivi des impacts sur l'environnement que l'exploitant doit mettre en œuvre tout au long de la durée de vie de la mine

De plus, un « permis d'exploitation » doit être délivré par la CCSN. Les résultats de tous les travaux de mise en service doivent être communiqués à la CCSN et font partie du dossier à transmettre pour obtenir le permis d'exploitation. Si les activités d'exploitation n'étaient pas incluses dans la précédente évaluation environnementale, une évaluation supplémentaire doit être faite. Le permis d'exploitation est valable de 2 à 5 ans. Il est renouvelable si le promoteur s'acquitte de ses obligations de manière satisfaisante. La gestion de la sureté est primordiale.

## 6.8 EXPLOITATION

Un mois après la mise en exploitation de la mine, l'exploitant doit, le cas échéant, transmettre au MDDEFP une demande d'attestation d'assainissement (AA) qui est un outil d'encadrement environnemental introduit par le gouvernement du Québec en 1988 dans le cadre du Programme de réduction des rejets industriels (PRRI). L'objectif poursuivi par ce programme est de réduire graduellement les rejets dans les milieux récepteurs par l'entremise de la délivrance des AA. En raison de son caractère renouvelable (5 ou 10 ans) et spécifique à chaque site industriel, l'AA permet un resserrement progressif des exigences environnementales en fonction des connaissances acquises, des disponibilités technologiques et économiques ainsi que des besoins particuliers de protection des milieux récepteurs. De plus, les exploitants des sites industriels doivent assumer des frais annuels basés sur la quantité de contaminants rejetés dans l'environnement, les incitant ainsi à réduire leurs rejets.

Pour le secteur minier, sont assujettis à l'obligation d'obtenir une AA, les sites miniers présents sur tout le territoire québécois qui :

- traitent annuellement plus 50 000 tonnes métriques de minerai et de résidus miniers (depuis mai 2002);
- ont la capacité annuelle d'extraction de minerai de plus de 2 millions de tonnes métriques (depuis juillet 2013).

L'AA regroupe toutes les exigences réglementaires et les exigences relatives à l'exploitation d'un site minier déjà en vigueur et contenues dans les autorisations délivrées en vertu de la LQE, notamment dans les certificats d'autorisation délivrés en vertu de l'article 22 de la LQE. Elle peut inclure des exigences de rejet et prévoir des suivis supplémentaires, des études spécifiques ou toute autre condition d'exploitation pour tous les types de rejets, qu'il s'agisse des rejets d'eaux usées, des émissions atmosphériques, des émissions de bruit, des odeurs ou des matières résiduelles incluant les résidus miniers. Elle peut aussi prévoir l'obligation d'implanter des mesures ou des équipements de prévention contre la présence accidentelle d'un contaminant dans l'environnement. Enfin, elle peut contenir des exigences relatives à la réalisation d'études particulières sur la provenance des contaminants et sur l'évaluation et le suivi des impacts des rejets sur différents milieux. .

De plus, le contrôle d'une mine d'uranium est strict, la CCSN s'assure du respect des règlements et des conditions établies dans les permis.

## 6.9 FERMETURE

Lorsqu'une mine ferme pour une période de plus de 6 mois, le MRN doit être prévenu et les lieux sécurisés. Toutefois, le suivi environnemental prévu pour l'exploitation doit être poursuivi jusqu'à ce qu'un programme de suivi post-exploitation ait été approuvé par le MDDEFP.

Enfin, un « permis de déclassement » délivré par la CCSN est nécessaire pour fermer une mine d'uranium. Pour l'obtenir, il faut réaliser une évaluation d'impact environnemental, ainsi que l'exige la loi fédérale. La manière dont seront gérées certaines matières nucléaires sur le site, les volumes des déchets radioactifs et dangereux, et le calendrier des travaux font partie des éléments devant être détaillés dans la demande de permis. S'enclenche aussi un processus de surveillance à long terme.

## 6.10 RESTAURATION ET SUIVI DU SITE

Le plan de restauration approuvé par le MRN devra être mis en oeuvre. La réalisation des travaux de restauration nécessite généralement de nouvelles autorisations en vertu de l'article 22 de la LQE. La remise en état du site doit se faire selon les meilleures techniques connues. Des mesures sont prévues pour continuer la surveillance du site minier, particulièrement lorsque des contaminants sont encore sur place et qu'il y a un risque de drainage minier acide pouvant affecter l'environnement. De plus, le promoteur devra assurer un suivi environnemental post-restauration pour un minimum de 5 ans ou jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de rejet de contaminants dans l'environnement et que le MDDEFP ait émis un avis favorable à son abandon.

La décontamination des terrains, autres que les aires d'accumulation de résidus miniers, demeure assujettie à la section IV.2.1 de la LQE concernant la protection et la réhabilitation des terrains. Les terrains affectés par les activités minières doivent donc être caractérisés et réhabilités selon les exigences du MDDEFP. À la fin des travaux, une attestation d'un expert, approuvée par le MDDEFP, devra être obtenue afin d'évaluer la conformité des travaux de réhabilitation réalisés.

Après, le promoteur peut demander d'être libéré de ses obligations concernant la restauration du site minier tel que stipulé dans la Loi sur les mines. Il faut que le site minier ait atteint un état satisfaisant selon le MDDEFP et le MRN. Ce dernier émettra, si c'est le cas, un certificat de libération après avoir obtenu un avis favorable de la part du MDDEFP. À la suite de l'émission du certificat de libération, le MRN pourra remettre au promoteur les montants de la garantie financière qu'il a versé.

Par ailleurs, lorsque la surveillance à long terme confirme l'achèvement réussi du déclassement, un « permis d'abandon » pourra être octroyé au promoteur par la CCSN, ce qui met fin à la responsabilité du promoteur pour le site. La surveillance réglementaire et le contrôle institutionnel seront alors transmis à la province.

## 6.11 LA CONSULTATION DES NATIONS AUTOCHTONES

Les nations Autochtones sont prises en considération tout au long du processus. En effet, le droit canadien reconnaît l'obligation de consulter les communautés autochtones lorsqu'un droit ancestral ou issu d'un traité est établi ou revendiqué et qu'une activité peut avoir un effet préjudiciable sur ce droit (voir les arrêts Nation Haïda (2004, CSC 73), Première nation Tlingit de Taku River (2004, CSC 74), Crie Mikisew (2005, CSC 69) et Little Salmon/Carmacks (2010, CSC 53)). À l'étape de l'étude d'impact environnemental, la consultation des Autochtones fait partie intégrante du processus. De plus, la Loi sur les mines prévoit de nouvelles dispositions propres aux autochtones. Le gouvernement consultera les communautés autochtones de manière distincte, lorsque les circonstances le requerront. La prise en compte des droits et des intérêts des communautés autochtones fera partie intégrante de la conciliation de l'activité minière avec les autres possibilités d'utilisation du territoire. Le MRN élaborera une politique de consultation des communautés autochtones propre au secteur minier.

Une consultation peut également être réalisée en parallèle par le gouvernement fédéral. En effet, dans le cas de projets uranifères, la CCSN dispose de règles claires lorsque vient le temps de solliciter et de faciliter la participation des communautés autochtones. Toutefois, la consultation des Autochtones pourrait s'imposer à n'importe quel stade du projet, advenant par exemple des modifications à celui-ci ou une évolution du droit ou des revendications de certaines communautés.

En marge des consultations réalisées par les gouvernements, généralement au stade de la préparation de l'exploitation, les promoteurs consultent de plus en plus fréquemment les communautés autochtones voisines de leurs projets et négocient directement avec elles pour parvenir à une entente sur les répercussions et les avantages (ERA). Différents types d'ententes existent, faisant état d'un engagement mutuel à plus ou moins long terme, pour les différentes étapes du projet minier. Ces consultations contribuent à limiter les effets négatifs du projet sur ces communautés et à en maximiser les retombées positives, tout en visant à créer un climat de confiance. C'est une manière pour ces entreprises de gérer les risques et de sécuriser leurs investissements. En effet, une communauté autochtone peut poursuivre le gouvernement si elle juge que l'obligation de la Couronne de consulter n'a pas été dûment remplie et, si elle obtient gain de cause, la Cour peut ordonner l'arrêt des travaux, même si cela entraîne des conséquences pour un tiers, dans ce cas-ci l'entreprise. En travaillant à établir de bonnes relations avec les communautés autochtones concernées par l'entremise des ERA, la compagnie diminue ce risque.

Le contenu des ERA n'est généralement pas rendu public, car il s'agit d'ententes de gré à gré. Le gouvernement n'est pas partie prenante à la négociation et ne prescrit pas les thèmes qui doivent y être abordés. On sait cependant que la plupart de ces ententes contiennent des dispositions sur les emplois réservés aux membres de la communauté, la formation offerte aux futurs employés ou à la communauté en général, les occasions d'affaires, le partage des bénéfices avec la communauté, le soutien financier ou matériel aux activités socioculturelles et au développement socioéconomique, l'identification et la protection de sites sacrés et d'aires de chasse, de pêche et de cueillette, la gestion des conflits, ainsi que la protection et la gestion de l'environnement.

# 7 INVENTAIRE DES IMPACTS POTENTIELS DE LA FILIÈRE URANIFÈRE

## Sommaire

- La toxicité de l'uranium naturel et de ses descendants résulte de sa toxicité chimique et de sa radiotoxicité.
- L'uranium naturel est faiblement radioactif en raison de sa longue demi-vie. Sa toxicité est surtout chimique et peut mener à une insuffisance rénale chez les animaux et les humains.
- L'uranium est peu bioaccumulable par les végétaux, mais il peut être bioconcentré dans certains organismes de niveaux trophiques inférieurs comme les algues et les invertébrés.
- Au Canada, l'exploitation de l'uranium s'effectue dans des mines à ciel ouvert ou souterraines, et l'uranium est extrait du minerai par lixiviation acide.
- L'exploitation de l'uranium produit des résidus miniers, des rejets à l'effluent et des rejets atmosphériques.
- Des risques potentiels d'impact sur l'environnement et la santé sont associés à l'exploitation de l'uranium. Cependant, ces risques peuvent être réduits par l'application de mécanismes de gestion environnementale.

## 7.1 INTRODUCTION

Ce chapitre présente les risques potentiels sur l'environnement et la santé qui sont associés à l'exploitation de l'uranium, alors que le chapitre suivant présente des mesures de gestion environnementale permettant de les atténuer.

On aborde d'abord, à l'aide d'exemples, la radiotoxicité et la toxicité chimique de l'uranium et de ses descendants radioactifs. Ensuite, on décrit les types de transfert possibles entre les radionucléides et les organismes vivants, ainsi que les effets de bioaccumulation et de toxicité observés dans la communauté microbienne, la faune et les espèces végétales. Enfin, on présente les étapes liées à l'extraction minière de l'uranium ainsi que les sources d'impact correspondantes, de même que les effets de ces impacts sur l'environnement et les récepteurs.

## 7.2 TOXICITÉ RADIOLOGIQUE ET CHIMIQUE DE L'URANIUM ET DE SES DESCENDANTS

Il existe plusieurs mécanismes de transfert entre les radionucléides et les organismes vivants. Chez les humains, les deux principales voies de transfert sont la voie digestive (par ingestion) et la voie respiratoire (par inhalation de gaz ou d'aérosols). La voie cutanée (par blessure ou par dépôt) constitue également une voie de transfert, mais mineure en comparaison des deux premières (CEA, 2013).

Tant chez les végétaux que chez les animaux et les humains, la toxicité chimique des radioéléments est observée seulement à la suite de l'absorption du contaminant par l'organisme. Dans le cas de la radiotoxicité, par contre, des effets peuvent être observés lors d'une irradiation interne ou externe. Une dose interne est reçue lorsque le rayonnement est émis à la suite de l'incorporation du radionucléide dans les tissus de l'organisme par une des nombreuses voies connues (par exemple, par voie racinaire chez la plante ou par inhalation chez l'humain). Une dose externe est reçue par l'organisme lorsque le rayonnement provient de l'environnement extérieur.

### 7.2.1 RADIOTOXICITÉ DE L'URANIUM

L'uranium naturel est faiblement radioactif : il n'émet qu'une faible quantité de rayonnements alpha, puisque les périodes radioactives (temps de demi-vie) de ses isotopes sont très longues (tableau 2.2a). Pour l'uranium naturel, 97,8 % de la radioactivité est attribuable à  $^{234}\text{U}$  et  $^{238}\text{U}$  (dans une proportion équivalente de 48,9 %) et 2,2 % est attribuable à  $^{235}\text{U}$ .

L'activité massique de l'uranium est d'environ 25 000 Bq par gramme. Cela signifie qu'un (1) atome d'uranium sur  $1 \times 10^{17}$  se désintègre par seconde. Cela revient à comparer le poids d'une cellule humaine à celui d'une baleine bleue. Le caractère radiotoxique de l'uranium est par conséquent négligeable comparativement à sa toxicité chimique.

L'uranium est néanmoins caractérisé comme étant cancérigène chez l'humain par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA), en raison du pouvoir cancérigène établi des radiations alpha (INSPQ, 2003).

### 7.2.2 TOXICITÉ CHIMIQUE DE L'URANIUM

L'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) rapporte que les impacts écologiques qui peuvent avoir lieu à la suite d'une dispersion de radionucléides dans l'environnement sont généralement associés à la toxicité chimique des métaux lourds et d'autres composés toxiques non métalliques (acide sulfurique et kérosène provenant des étapes de concentration de l'uranium, par exemple). Les dommages causés par leurs propriétés chimiques peuvent être beaucoup plus importants que ceux causés par les rayonnements ionisants qu'ils émettent (CCME, 2007; AIEA,

2005) À titre d'exemple, dans la version datant de 2003 du sommaire des recommandations de Santé Canada pour la qualité de l'eau potable au Canada, la concentration maximale acceptable pour l'uranium en le considérant comme un paramètre chimique est de 20 µg/L (environ 0,5 Bq/L) alors qu'elle est d'environ 323 µg/L (4 Bq/L) en le considérant en tant que paramètre radiologique. Ces valeurs ne tiennent bien sûr pas compte de la présence de produits de filiation. Notez également que dans la version la plus récente du document, l'uranium ne fait plus partie des paramètres radiologiques. À l'inverse, la concentration maximale acceptable du <sup>210</sup>Pb, un des descendants de l'uranium, est de 0,1 Bq/L (3,5 x 10<sup>-8</sup> µg/L) en le considérant comme un paramètre radiologique alors qu'elle est de 10 µg/L pour le caractère chimique de l'ensemble des isotopes stables du plomb (Santé Canada, 2003). La prépondérance d'un caractère sur l'autre est dictée, entre autres, par l'activité massique du radioisotope d'intérêt.

#### 7.2.2.1 CHEZ LES PLANTES

Plusieurs études de toxicité ont été réalisées sur des plantes consommées par les humains. Chez les plantes, la toxicité chimique de l'uranium dépend largement des caractéristiques du sol. La teneur en carbonates, qui mènent à la formation de composés carbonates solubles assimilables par les végétaux, ainsi que la présence de cations divalents comme Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup>, qui entrent en compétition avec l'ion uranyle UO<sub>2</sub><sup>2+</sup> pour les sites d'absorption, auront un impact sur la quantité d'uranium assimilé et donc sur son degré de toxicité. Ce degré varie aussi d'une espèce à l'autre et selon l'âge de la plante au moment de l'exposition (CEAEQ (1), 2013).

Les mécanismes de toxicité chez les végétaux impliquent généralement une inhibition du système enzymatique et des interactions avec les acides nucléiques. On observe souvent une diminution de la biomasse de la plante, ainsi que des altérations influant sur la croissance, le développement et la survie.

#### 7.2.2.2 CHEZ LES ANIMAUX ET LES HUMAINS

Chez les animaux et les humains, la toxicité chimique de l'uranium varie en fonction de la voie d'exposition interne, soit l'inhalation ou l'ingestion. Elle varie également en fonction de la solubilité et de la forme chimique des composés d'uranium absorbés.

En cas d'inhalation, les composés solubles sont plus toxiques chimiquement puisque, à la suite de leur dissolution dans les sécrétions pulmonaires, ils atteignent le reste de l'organisme par la circulation sanguine puis suivent le même parcours biologique que ceux introduits dans l'organisme par l'absorption gastro-intestinale (CCSN (2), 2009). Certains chercheurs estiment que seule la forme soluble de l'uranium (UO<sub>2</sub><sup>2+</sup>) cause une toxicité chimique après ingestion orale (Sheppard et coll., 2005).

Chez les humains, la voie digestive est la voie la plus fréquente d'absorption de radionucléides, compte tenu de la présence d'uranium, même à l'état de trace, dans l'alimentation et l'eau potable. En cas d'ingestion, l'absorption gastro-intestinale de l'uranium est faible, généralement inférieure à 5 % (INSPQ, 2003). De cette quantité absorbée, 75 % se retrouvera dans le sang et dans les tissus mous, c'est-à-dire les reins, le foie et les poumons. Le rein représente l'organe cible de l'uranium bioaccessible, dont la toxicité chimique se traduit par des problèmes d'insuffisance rénale (INSPQ, 2003; IRSN (2), 2013). Environ 15 % de l'uranium bioaccessible se retrouvera dans le squelette, où il se comporte comme un des constituants des os, le calcium.

Les systèmes excréteurs jouent un rôle critique dans l'élimination de l'uranium. Par exemple, lors d'une étude réalisée chez des humains, environ 66 % de l'uranium absorbé se trouvait excrété par l'urine après 24 heures, alors qu'un autre 10 % de la quantité absorbée l'était à l'intérieur des trois ou quatre jours suivants (INSPQ, 2003).

Plusieurs études réalisées sur des animaux en laboratoire ont montré que l'uranium est particulièrement toxique pour les reins et peut causer, comme chez l'humain, un dysfonctionnement rénal (CCSN (2), 2009). Des effets sur la

reproduction et le développement ont également été montrés chez des souris gestantes en laboratoire : une diminution du poids et de la longueur du fœtus, une augmentation de la mortalité à la naissance, et une diminution de la croissance et du développement des jeunes ont été observées à la suite de l'ingestion quotidienne de concentrations d'au moins 2,8 mg/kg d'uranium (INSPQ, 2003). Cette concentration équivaut à une consommation journalière d'environ 140 mg d'uranium pour un individu de 50 kg, ce qui correspond à plus de 5000 fois les concentrations d'uranium quotidiennes moyennes pour la population canadienne (la dose journalière tolérable en uranium est établie par l'OMS à 0,6 µg d'uranium par kg de poids corporel par jour). Il convient d'ajouter que l'incorporation de 140 mg d'uranium naturel induit une dose de 40 mSv, à laquelle correspond une probabilité de cancer de 2 pour 1000; cela explique la prépondérance accordée à la toxicité chimique de l'uranium par rapport à sa radioactivité (LEDEN et EDP Sciences (1)).

Étant donné le bruit de fond naturel lié à la présence d'uranium dans l'environnement, la toxicité, à des niveaux environnementaux, est rarement établie selon des concentrations ou des activités fixes. Par conséquent, on se sert souvent d'outils d'évaluation du risque radiologique. On utilise par exemple un dixième de la limite de dose permise de 1 mSv/an, donc 0,1 mSv/an, pour déterminer des recommandations pour l'eau potable relatives aux radionucléides (tableau 7.1) (Santé Canada, 2009). Santé Canada estime que le risque à vie de développer un cancer mortel provenant de 0,1 mSv est inférieur à 1 sur 100 000, donc très faible.

Les publications sur les concentrations de radionucléides dans les denrées sont rares. Le Comité scientifique des Nations Unies a réalisé une compilation (UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008); les teneurs mesurées aux États-Unis sont présentées au tableau 7.1 à titre d'exemple.

### 7.2.3 RADIOTOXICITÉ DES POUSSIÈRES RADIOACTIVES ET DU RADON

Chez les travailleurs de l'industrie uranifère, l'inhalation est la voie la plus fréquente d'absorption de radionucléides (Darolles, 2010). Lors de travaux d'extraction de minerai d'uranium, des radionucléides peuvent être présents dans les rejets atmosphériques sous la forme de particules en suspension ou de poussières, et ils peuvent également être introduits dans l'organisme lors de l'inhalation du radon.

#### 7.2.3.1 LES POUSSIÈRES RADIOACTIVES

L'inhalation de poussières mène au dépôt de particules dans les poumons. Sur un site minier, ces poussières peuvent contenir des descendants de l'uranium naturel, dont le thorium-230, le radium-226 et le polonium-210. Les particules inhalées sont de différentes grosseurs, et leur élimination se fait selon leur taille et leur solubilité. Les particules solubles vont se dissoudre dans les sécrétions pulmonaires, puis atteindre le reste de l'organisme par la circulation sanguine avant d'être évacuées en grande partie par les reins. Les particules non solubles sont par contre davantage retenues à l'intérieur des poumons : elles peuvent y rester pendant de longues périodes et transmettre des doses de rayonnement plus importantes que celles produites par les particules solubles ingérées puis éliminées en grande partie (CCSN (2), 2009).

#### 7.2.3.2 LE RADON-222

Le radon est un gaz et représente la source la plus importante d'exposition naturelle aux rayonnements des êtres humains. Il se désintègre rapidement (son temps de demi-vie est de 3,8 jours), et il s'agit d'un gaz inerte, c'est-à-dire dépourvu de réactivité chimique. Cela fait en sorte qu'il migre facilement du roc fissuré des sols jusque dans l'atmosphère, où il s'échappe de particules de poussière en suspension dans l'air (Wilkening, 1990; BAPE, 2002). Le radon s'échappe toutefois difficilement d'un roc solide non fissuré, où il restera confiné.

Lorsqu'il est inhalé, le radon qui n'a pas subi de désintégrations lors de son passage dans les poumons est complètement rejeté lors de l'exhalation. Par contre, les atomes de radon qui se sont désintégrés par émission

alpha lors de leur séjour dans les poumons se sont transformés en éléments solides qui peuvent se déposer dans les voies respiratoires, d'où ils vont émettre à leur tour des rayonnements ionisants. Il s'agit des descendants du radon-222, soit le polonium-218, le plomb-214, le bismuth-214, le polonium-214 et le plomb-210, ce dernier étant le plus stable (temps de demi-vie = 22,2 années).

Le rayonnement alpha émis par les poussières radioactives ainsi que par le radon et ses descendants peut causer des lésions à l'intérieur de certains tissus des poumons, et plusieurs études ont montré qu'une exposition prolongée à de fortes teneurs en radon provoque le cancer du poumon.

Tableau 7.1 : Teneurs en radionucléides (uranium-238, thorium-232 et leurs descendants) dans l'eau et certaines denrées.

	Activité volumique <sup>(a)</sup> (mBq/L)		Activité massique mesurée dans des denrées en sol américain (mBq/kg) <sup>(b)</sup>				
	Eau potable : activités volumiques calculées à partir d'une dose de 0,1 mSv/an	Puits d'eau potable, Nouvelle- Écosse : <sup>(c)</sup> activités volumiques mesurées	Produits laitiers (valeur de référence) <sup>(d)</sup>	Produits animaliers (valeur de référence)	Produits céréaliers (valeur de référence)	Légumes feuilles (valeur de référence)	Légumes racines et fruits (valeur de référence)
Uranium total	20 µg/L	81 µg/L					
Uranium- 238	3000	1000	0,7 (1)	0,8-2,3 (2)	3-23 (20)	24 (20)	0,9-7,7 (3)
Uranium- 235	3000	50	0,05 (0,05)	0,02 (0,05)	0,1-1,3 (1)	1,2 (1)	0,1 (0,1)
Uranium- 234	3000	1000					
Thorium- 232	600	< 10	0,27 (0,30)	0,3-2 (1)	0,1-2,8 (3)	18 (15)	0,08-1,4 (0,5)
Radium- 226	500	40	5,7 (5)	20 (15)	7-100 (80)	56 (50)	7-47 (30)
Polonium- 210	100	120					
Plomb-210	200	240	11 (15)	18 (80)	33-81 (50)	41 (80)	8-150 (30)

<sup>a</sup> Dans la mesure de l'activité volumique, l'activité est rapportée au volume de l'échantillon mesuré (Bq/L ou Bq/m<sup>3</sup>), alors qu'elle est rapportée à la masse de l'échantillon dans l'activité massique (Bq/g); <sup>b</sup> UNSCEAR, 2000; <sup>c</sup> En Nouvelle-Écosse, d'importantes minéralisations d'uranium ont entraîné l'augmentation des concentrations de radionucléides dans un certain nombre d'endroits, dont à l'intérieur de puits; les moyennes sur 52 puits sont présentées ici (Santé Canada, 2009); <sup>d</sup> Les valeurs de référence entre parenthèses proviennent également du Comité scientifique des Nations Unies.

Sources : Santé Canada, 2009; UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008.

## 7.2.4 RADIOTOXICITÉ ET TOXICITÉ CHIMIQUE DES AUTRES ÉLÉMENTS

### 7.2.4.1 LE THORIUM

Le thorium présente une toxicité chimique similaire à celle de l'uranium, alors que sa radiotoxicité, due au fait qu'il provoque une série de désintégrations (Th-232), lui serait supérieure en raison des temps de demi-vie relativement plus courts de ses descendants émetteurs alpha et bêta. Il est à noter que la prépondérance relative accordée à un mode de toxicité en particulier (à la radiotoxicité par rapport à la toxicité chimique) n'est pas encore clairement établie.

Tout comme pour l'uranium, des études montrent que le thorium peut être absorbé par la plupart des végétaux et autres organismes terrestres et aquatiques. Cependant, des facteurs de bioconcentration semblent indiquer qu'en général le thorium ne se bioconcentre pas à l'intérieur des organismes (CEAEQ (2), 2013).

Bien que les mécanismes d'absorption soient encore mal connus, des études effectuées en laboratoire ont montré que des expositions élevées au thorium peuvent mener à un ralentissement de la croissance chez les végétaux et une augmentation de la mortalité chez certains amphibiens et mammifères. Le thorium en tant que métal lourd et en tant qu'émetteur alpha induirait, tout comme l'uranium, des dommages à l'ADN des cellules vivantes.

### 7.2.4.2 LES DESCENDANTS : RADIUM, POLONIUM ET PLOMB

Le radium-226 est l'isotope le plus fréquemment observé dans l'environnement, et son temps de demi-vie est de 1600 ans (comparativement à 5,7 années, 3,6 jours et 11,7 jours pour les autres isotopes naturels du radium,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$  et  $^{223}\text{Ra}$  respectivement).

Lorsqu'il est ingéré par les animaux ou les humains, le radium adopte un comportement métabolique similaire à celui du calcium. Par conséquent, le site principal de dépôt et de rétention du radium dans l'organisme est la structure osseuse. En cas d'exposition importante au radium, les lésions induites par son rayonnement ionisant sont associées essentiellement à des cancers de type osseux (IRSN (3), 2013).

Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'activité massique du polonium-210 (présent à l'état de trace dans l'environnement mais le plus abondant des 29 isotopes du polonium) est très élevée ( $1,66 \times 10^{14}$  Bq par gramme de  $^{210}\text{Po}$ ). Ainsi, sa radiotoxicité est plus importante que sa toxicité chimique. Puisque cet isotope est formé à la suite de la désintégration du radon-222, il est omniprésent dans l'air, à une activité volumique de l'ordre de  $50 \text{ mBq/m}^3$ . Il peut toutefois atteindre des activités massiques particulièrement élevées dans les résidus d'exploitation des mines d'uranium (15 000 à 22 000 Bq/kg comparativement à 10 à 200 Bq/kg dans les sols) (IRSN (4), 2013; IRSN (5), 2013).

Le polonium-210 est transmis aux végétaux terrestres par transfert foliaire sans pour autant être absorbé, puisqu'il reste principalement concentré à la surface des feuilles. Le transfert chez les animaux et les humains s'effectue par ingestion ou inhalation. Le polonium-210 peut s'accumuler et se bioconcentrer à l'intérieur de certains organismes marins, où des activités beaucoup plus importantes que dans le milieu ambiant peuvent être observées (par exemple dans la glande digestive de mollusques, le foie de certains poissons ou le plancton) (IRSN (4), 2013).

Chez l'homme, de 10 à 50 % du polonium ingéré sera absorbé (dépendant de sa forme chimique) pour à la fois se lier aux globules rouges du sang et se distribuer entre le foie, la rate, les reins et la moelle osseuse. De cette quantité ingérée, environ la moitié sera éliminée dans l'urine au cours des 50 premiers jours (IRSN (5), 2013). Les poumons font évidemment partie des organes ciblés par le polonium lorsqu'il est inhalé (IRSN (4), 2013). Dans la moelle osseuse, le polonium-210 est, entre autres, responsable d'une diminution des globules blancs, provoquant

chez une personne fortement intoxiquée une augmentation de sa sensibilité aux infections (c'est-à-dire la perte de ses défenses immunitaires).

Le plomb est un métal lourd. Contrairement aux éléments mentionnés jusqu'à présent, il possède des isotopes stables (c'est-à-dire non radioactifs), soit le plomb-204, 206, 207 et 208 (plusieurs étant des éléments de fin de chaîne de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  et  $^{232}\text{Th}$ ). Parmi les isotopes radioactifs ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{211}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ), seul le  $^{210}\text{Pb}$  possède un temps de demi-vie de plus de quelques heures. Or, puisque les isotopes stables sont présents à des teneurs supérieures de plusieurs ordres de grandeur à leurs analogues radioactifs, leurs effets radiotoxiques sont généralement dissimulés sous leur toxicité chimique, d'autant plus que, dans l'écosystème, les isotopes radioactifs présentent le même comportement chimique que les isotopes stables. Seule une petite fraction du plomb se trouvant dans un écosystème est biodisponible. Cette fraction sera principalement absorbée par les parois cellulaires des racines des plantes et y sera bioaccumulé. La phytotoxicité due au plomb s'observera entre autres par des dommages causés à l'ADN, ce qui pourra avoir pour effet une diminution ou une inhibition du taux de germination, du développement de la plante et de la production de chlorophylle (Pourrut et coll., 2011).

Les autres isotopes issus des chaînes de désintégration de  $^{235}\text{U}$  et de  $^{232}\text{Th}$  ont un comportement similaire à celui de leurs équivalents de la chaîne de  $^{238}\text{U}$  (par exemple  $^{228}\text{Ra}$  et  $^{226}\text{Ra}$ ), mais présentent des degrés de radioactivité variables.

Enfin, mentionnons que le radon-222 est un gaz inerte, donc de très faible toxicité chimique, puisque sa constitution électronique fait en sorte qu'il ne peut à peu près pas établir de liaisons chimiques avec d'autres atomes (sauf dans des conditions très particulières provoquées en laboratoire). Sa toxicité provient donc de l'émission de rayonnement alpha à la suite de sa désintégration.

## 7.3 BIOACCUMULATION ET BIOCONCENTRATION DE L'URANIUM DANS LES CHAINES ALIMENTAIRES ET SON IMPACT SUR LA TOXICITÉ

Certains organismes possèdent la capacité de bioaccumuler, c'est-à-dire d'absorber, des substances chimiques dans l'environnement, comme des radionucléides présents à l'état de trace. Ces organismes peuvent être des végétaux, des animaux, des champignons ou des microorganismes. Les éléments peuvent être absorbés directement à partir du milieu, c'est-à-dire à partir de l'eau, de l'air ou du sol, ou par la consommation d'organismes (un poisson, par exemple) déjà contaminés. La voie de transfert désigne le chemin que prend un radionucléide pour s'introduire dans un organisme. La connaissance des voies de transfert permet de prévoir la présence des radionucléides à l'intérieur de divers organismes vivants, et ainsi estimer les impacts potentiels du rejet de radionucléides dans l'environnement.

Les paramètres qui déterminent les voies de transfert des radionucléides sont nombreux (par exemple, la densité du sol ou la présence de matière organique), et les processus ne sont pas toujours faciles à prévoir. On utilise aujourd'hui des modèles mathématiques pour estimer avec plus de précision le mouvement et la présence des radionucléides dans un écosystème. Ces modèles visent à reproduire des conditions réelles observées dans la nature afin de prédire de potentiels impacts sur l'environnement (Jeambrun, 2012). Un des paramètres utilisés dans ces modèles est le facteur de transfert (FT), qui permet d'estimer la teneur des radioéléments dans les tissus.

FT = activité massique du radionucléide dans les tissus/activité massique du radionucléide dans le milieu ambiant

Des études décrivant les voies de transfert de l'uranium chez plusieurs espèces ont été réalisées, et les résultats concernant les espèces végétales sont synthétisés au tableau 7.2.

### 7.3.1 TRANSFERT DES RADIONUCLÉIDES AUX VÉGÉTAUX

La valeur des facteurs de transfert varie grandement d'une plante à l'autre, mais la base des prédictions mathématiques réside dans l'hypothèse que le transfert radionucléide-plante répond à une relation linéaire. En effet, des publications ont rapporté que la concentration de radionucléides dans certains végétaux variait de façon linéaire avec l'augmentation des concentrations dans des solutions hydroponiques en laboratoire (Jeambrun, 2012). Notons que les procédés naturels de migration des radionucléides, de sorption et de bioaccumulation, tels qu'ils ont lieu dans la nature, sont complexes et ne sont pas encore parfaitement transposables aux modèles mathématiques. Ces derniers ne tiennent pas toujours compte des formes chimiques des radionucléides dans l'environnement ou de leur biodisponibilité. Les modèles utilisés aujourd'hui ne sont donc pas encore capables de fournir des concentrations limites reconnues internationalement aux fins de la protection de l'environnement pour des radionucléides comme l'uranium (Schmidt et coll., 2012).

Tableau 7.2 : Les principales voies de transfert des radionucléides aux végétaux.

Voie de transfert	Description
Prélèvement des radionucléides dans le sol par voie racinaire  (voie prédominante)	Le transfert s'effectue du sol aux racines. Il dépend de paramètres tels que:  - la chimie du sol (type de minéral d'uranium dans le sol, présence de l'ion soluble $UO_2^{2+}$ ), la biologie (présence de microorganismes);  - la physique (porosité) et l'hydrologie du sol;  - la physiologie de la plante;  - la présence d'autres éléments (par exemple, $Ca^{2+}$ et $Mg^{2+}$ ) qui peuvent entrer en compétition avec l'ion uranyle $UO_2^{2+}$ pour différents sites d'absorption (Sheppard et coll., 2005).
Interception de particules atmosphériques	Le transfert s'effectue sur les surfaces foliaires par l'interception de particules atmosphériques. Des paramètres tels que la taille des particules et la forme chimique des radionucléides influenceront sur l'amplitude des transferts.
Translocation des radionucléides	Les contaminants sont redistribués aux parties de la plante qui n'ont pas été directement en contact avec les radionucléides.  Les interactions électrostatiques fortes entre les surfaces racinaires des plantes et les radionucléides sous leur forme ionique peuvent réduire les phénomènes de translocation.
Remise en suspension des particules du sol	Phénomène principalement dû à l'action du vent, il peut devenir pour la plante une source majoritaire de radionucléides lorsque les concentrations de radionucléides dans les particules de sol en surface (soit celles qui sont remises dans l'atmosphère) sont supérieures à celles observées au niveau racinaire.

Source : Jeambrun, 2012.

### 7.3.1.1 BIOACCUMULATION DE L'URANIUM CHEZ CERTAINES ESPÈCES VÉGÉTALES

L'uranium étant omniprésent dans les sols, il peut être détecté dans toutes les plantes. Les concentrations normales observées dans les plants une fois calcinés se situent généralement entre 0,5 mg/kg et 2 mg/kg. Certains chercheurs considèrent qu'une concentration d'uranium excédant 2 mg/kg (2 mg d'uranium par kg de cendre) est anormale (AIEA, 1985). Il existe néanmoins des endroits, tel que le nord de la Saskatchewan, où certains types d'épinettes présentent des concentrations supérieures à 10 mg/kg. La bioaccumulation de l'uranium chez des végétaux de surface permet entre autres de déterminer la présence de minerais d'uranium sous le couvert sédimentaire.

Lors d'un transfert sol-plante racinaire, les racines qui absorbent le plus l'uranium sont celles qui possèdent les plus grandes capacités à créer des échanges électrostatiques, puisque l'absorption passe par des échanges ioniques entre des complexes d'uranium en solution et les tissus végétaux (AIEA, 1985). Une fois absorbé, l'uranium forme majoritairement des composés avec des protéines et d'autres molécules de poids moléculaires élevés en interagissant surtout avec les protéines situées sur les parois cellulaires. Par conséquent, la mobilité de l'uranium est souvent réduite dans le reste de la plante, et sa concentration est plus élevée sur les surfaces racinaires que dans les parties aériennes. Dans l'environnement, l'uranium est mieux absorbé par les végétaux lorsqu'il est dissous dans les nappes d'eau souterraines : l'absorption est dans ce cas 3000 fois plus élevée en moyenne que lorsqu'il se retrouve sous une forme solide dans les sols (AIEA, 1985).

Il convient de noter qu'un bon nombre d'études portant sur la capacité des espèces végétales à absorber l'uranium sont effectuées en laboratoire, à des concentrations d'uranium bien supérieures à celles observées dans l'environnement. Les teneurs en radionucléides dans la nature sont très faibles et, afin de pouvoir suivre avec précision leur cheminement à l'intérieur d'un organisme ainsi que leurs impacts en termes de toxicité, il convient parfois de les augmenter. De plus, les autres conditions utilisées dans ces études, comme la composition chimique de l'eau d'irrigation, s'éloignent parfois de celles observées dans l'environnement, puisque les eaux d'irrigation naturelles contiennent des concentrations variables en divers sels et métaux dissous, et ces derniers entrent en compétition avec l'uranium pour les sites d'activité se trouvant sur les parois végétales. Par conséquent, les pourcentages d'absorption de l'uranium obtenus en laboratoire ne seront donc pas systématiquement les mêmes dans la nature, mais les études effectuées permettent néanmoins de dégager les tendances principales.

La capacité des organismes vivants à accumuler des radionucléides est souvent rapportée sous la forme d'un facteur de bioconcentration (FBC) qui s'apparente au facteur de transfert présenté plus haut :

$$\text{FBC} = \text{activité massique d'U dans l'organisme (Bq/kg)} / \text{activité massique totale dans un compartiment de l'environnement (Bq/kg)}$$

Pour des sites à faible teneur en uranium, des FBC variant en moyenne entre 0,0002 et 0,01 (avec certaines valeurs extrêmes supérieures à 1) dépendant de facteurs tels que le type de sol, sont rapportés pour une variété de fruits et de légumes (CEAEQ (1), 2013). D'autres calculs de FBC ont également été réalisés pour des espèces végétales (aiguilles d'épinette, thé du Labrador, bleuets, etc.) présentes sur des sites légèrement contaminés par l'uranium (1 mg/kg d'uranium). Dans ce cas, les FBC augmentent et varient entre 0,026 et 4,5 (CEAEQ (1), 2013).

Les calculs de FBC montrent que l'uranium s'accumule peu naturellement, à quelques exceptions près, chez les espèces végétales présentes dans l'environnement. En général, les niveaux de bioaccumulation, de bioconcentration et de bioamplification de l'uranium sont faibles, ce qui explique que le règlement sur la Persistance et la bioaccumulation (CCSN (1), 2010) considère l'uranium comme étant très peu bioaccumulable (FBC < 10) (CEAEQ (1), 2013; CCME, 2007).

### 7.3.1.2 IMPACT SUR LA TOXICITÉ

De nombreuses études sur la toxicité de l'uranium ont été effectuées en laboratoire dans des conditions contrôlées où des espèces végétales sont exposées à des teneurs élevées en uranium. Certaines de ces études ont montré que la toxicité de l'uranium chez les végétaux se manifeste de plusieurs façons, entre autres par la perte de biomasse.

Ces études semblent montrer que des impacts se manifestent lorsque les végétaux sont exposés à des concentrations élevées en uranium, bien au-delà de la concentration maximale recommandée au Canada pour les sols agricoles et résidentiels, soit 23 mg/kg (CCME, 2007). Par exemple, des plants de maïs ont été exposés à des sols contenant 10, 25, 50, 100, 250, 500 et 1000 mg/kg d'uranium, et une diminution de la survie a été observée chez les plants exposés aux concentrations supérieures à 250 mg/kg. Il convient d'ajouter qu'une stimulation de la biomasse des racines a été observée chez les plants exposés aux faibles concentrations d'uranium (< 50 mg/kg) (CEAEQ (1), 2013).

Notons toutefois que la concentration maximale permise en uranium au Canada pour les sols des zones industrielles est de 300 mg/kg. Tout dépendant du type de sol et de son contenu minéral, davantage d'effets toxiques pourraient donc observés dans ces secteurs. Une revue exhaustive d'études investiguant les effets toxiques de l'uranium chez les végétaux est présentée dans le document préparé par le Centre d'expertise en analyse environnementale (CEAEQ (1), 2013).

### 7.3.2 TRANSFERT DES RADIONUCLÉIDES AUX ANIMAUX

Les radionucléides peuvent être transférés aux animaux terrestres et aquatiques de trois façons : par voie cutanée, par ingestion ou par inhalation, la principale dans le cas des animaux et les humains étant l'ingestion (nourriture, sol-sédiment, eau) (Jeambrun, 2012). Les scénarios d'exposition par voie cutanée et par ingestion sont présentés au tableau 7.3.

Tableau 7.3 : Exposition de divers organismes vivants aux radionucléides.

	Ingestion	Contact cutané
<b>Mammifères et oiseaux</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• sol/sédiment</li><li>• eau de surface</li><li>• plante</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• sol/sédiment</li><li>• eau de surface</li></ul>
<b>Poissons et invertébrés benthiques</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• sédiment</li><li>• eau de surface</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• sédiment</li><li>• eau de surface</li></ul>
<b>Population locale aux alentours d'un site minier</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• nourriture végétale et animale</li><li>• eau de consommation</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• exposition aux parcs de résidus miniers</li></ul>

#### 7.3.2.1 BIOACCUMULATION ET TOXICITÉ DE L'URANIUM CHEZ LES ANIMAUX

Plusieurs études rapportent la bioaccumulation de l'uranium chez les animaux terrestres et aquatiques. Les quantités de radionucléides assimilées vont dépendre de l'espèce animale, de sa masse corporelle et de l'environnement ou du système d'élevage. Par exemple, les porcs et les volailles qui sont nourris de grains n'absorberont pas la même quantité de radionucléides que les bovins qui ont accès à un pâturage (Jeambrun, 2012). En ce qui concerne les organismes aquatiques, la bioaccumulation sera le résultat de l'ingestion de

sédiments et d'eau contaminés. Une étude effectuée auprès de diverses espèces d'eau douce a permis le calcul de facteurs de bioconcentration (qui sont rapportés comme étant le ratio de l'activité massique de l'uranium dans les organismes, en Bq/kg, sur celle de l'uranium dans l'eau, en Bq/L) (AIEA (2), 2009). Dans cette étude, les organismes de niveaux trophiques inférieurs (algues : FBC = 210 L/kg, invertébrés : FBC = 170 L/kg) présentent une tendance à l'accumulation plus élevée que les organismes supérieurs comme les poissons (FBC = 0,86 L/kg de chair). À titre de comparaison, les facteurs de concentration recommandés par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) sont de 1 L/kg pour les poissons, 10 L/kg pour les crustacés, 30 L/kg pour les mollusques et 100 L/kg pour les algues (Vandenhove, 2010).

La bioconcentration de divers radionucléides provenant de la chaîne de désintégration de l'uranium naturel (dont l'uranium-238, le plomb-210 et le polonium-210) a été étudiée dans les os de poissons provenant de lacs situés à proximité de l'ancien site minier d'Elliot Lake, en Ontario (Clulow et coll., 1998). Les ratios entre la teneur en radionucléides dans les os et celle mesurée dans les eaux ont montré que le plomb-210 pouvait être bioaccumulé et bioconcentré dans les os des poissons étudiés. Il a également été montré que les teneurs en radionucléides étaient plus élevées dans les os des poissons que dans la chair, ce à quoi on pouvait s'attendre, vu les mécanismes de transfert de nombreux radionucléides (Mirka et coll., 1996).

Les conséquences associées à la toxicité chimique de l'uranium chez les animaux exposés à de fortes teneurs peuvent toucher le développement ou la reproduction des espèces. L'insuffisance rénale semble toutefois être le principal effet observé.

#### 7.3.2.2 TRANSFERT DES RADIONUCLÉIDES AUX MICROORGANISMES

Les microorganismes possèdent la capacité de solubiliser des radionucléides ou d'autres métaux lourds dans l'environnement, tout comme ils possèdent la capacité de les immobiliser. Cette interaction s'effectue selon divers mécanismes biologiques : dans le cas de la remise dans l'écosystème de composés solubles, par exemple, divers mécanismes de chélation, de relargages autotrophes et hétérotrophes ou de méthylation ont lieu. L'immobilisation des radionucléides se fait plutôt par absorption intracellulaire ou par précipitation de leurs formes inorganiques insolubles (Gadd, 2002).

#### 7.3.2.3 BIOACCUMULATION ET TOXICITÉ DE L'URANIUM CHEZ LES MICROORGANISMES

Comparativement à d'autres métaux lourds, l'uranium serait peu toxique pour certains microorganismes à l'intérieur desquels il peut s'accumuler et se concentrer à des niveaux élevés dans les parois cellulaires (CCME, 2007). Plusieurs espèces de bacilles présents dans des résidus miniers d'uranium ont en effet montré une capacité à accumuler l'uranium et à extraire environ 90 % de l'uranium présent dans des eaux contaminées (tout comme elles le font pour le plomb et plusieurs autres métaux) (Selenska-Pobkell et coll., 1999; Selenska-Pobkell, 2002). D'autres cultures fongiques aquatiques ont montré que, sur dix cultures testées, cinq ont bioabsorbé plus de 90 % de l'uranium présent dans les solutions aqueuses (CCME, 2007). Plusieurs autres études rapportent toutefois les effets toxiques néfastes de l'uranium sur d'autres microorganismes (CCME, 2007).

Il existe plusieurs voies de transfert de radionucléides aux organismes vivants. Un des risques de l'introduction de l'uranium et de ses descendants chez les organismes vivants est celui de la bioaccumulation ou bioconcentration. Selon les espèces vivantes et les isotopes absorbés, l'impact sur la santé du biote peut être modéré ou important, et des effets sur la reproduction et la croissance des espèces peuvent être observés.

## 7.4 INDUSTRIE MINÉRALE ET SOURCES D'IMPACT

Les sections suivantes décrivent de façon générale les différentes étapes liées à l'exploration et à l'exploitation minière de l'uranium et citent les potentielles sources d'impact qui y sont associées. Lorsque disponibles, des exemples illustrant l'impact relatif de ces étapes sont présentés.

### 7.4.1 EXPLORATION

L'exploration permet la localisation de gisements d'uranium et s'effectue à l'aide de différentes techniques, certaines étant non intrusives (télétection, traçage par compteur gamma), d'autres nécessitant des travaux d'excavation de plus ou moins grande ampleur, comme les trous de forage et le carottage.

Les premiers travaux d'exploration reposent sur des mesures géophysiques et géochimiques et sur des observations géologiques sans impact notable. Les levés géophysiques aériens peuvent occasionner une gêne temporaire pour les populations ou les animaux.

Dans un deuxième temps, les travaux peuvent comprendre des trous de forage ou du dynamitage, et nécessiter l'entreposage de carottes ou de matériaux excavés. Des impacts sur l'environnement biophysique en termes d'émission de rayonnement radioactif ou de rejet de contaminants radiologiques peuvent être observés (GA, 2008), par exemple :

- l'augmentation dans l'air du taux d'émission du radon en provenance de l'air d'évacuation souterrain, de trous ouverts ou de forage, des matériaux excavés ou des résidus en surface;
- la contamination de l'eau et de l'air par émissions radioactives;
- la lixiviation de radioéléments et d'autres métaux dans les eaux de surface, dans les eaux souterraines et dans les sols;
- la contamination d'eau souterraine causée par des forages d'exploration qui peuvent traverser des aquifères et qui vont mettre en contact de l'eau souterraine et une zone minéralisée en uranium. Certains aquifères peuvent être naturellement enrichis en uranium par l'infiltration naturelle des eaux souterraines dans des roches ou sédiments plus riches en uranium.

### 7.4.2 CONSTRUCTION DU SITE

Cette étape consiste principalement à déboiser le site, à construire des installations, des routes et d'autres infrastructures, et elle s'échelonne sur une certaine période (avant et après l'étape de l'exploration minière). Les impacts liés à cette étape peuvent résulter de l'augmentation dans l'air du taux d'émission de radon et de rayonnements radioactifs. Ces sources d'impact sont présentées dans les paragraphes suivants.

### 7.4.3 EXPLOITATION

La méthode choisie pour extraire l'uranium dépend de divers facteurs, dont la profondeur du minerai dans le socle, sa teneur en uranium (pourcentage du poids en  $U_3O_8$ ), et les paramètres géotechniques et hydrogéologiques. La figure 7.1 résume les différentes options d'extraction et de transformation du minerai d'uranium.

#### Extraction du minerai

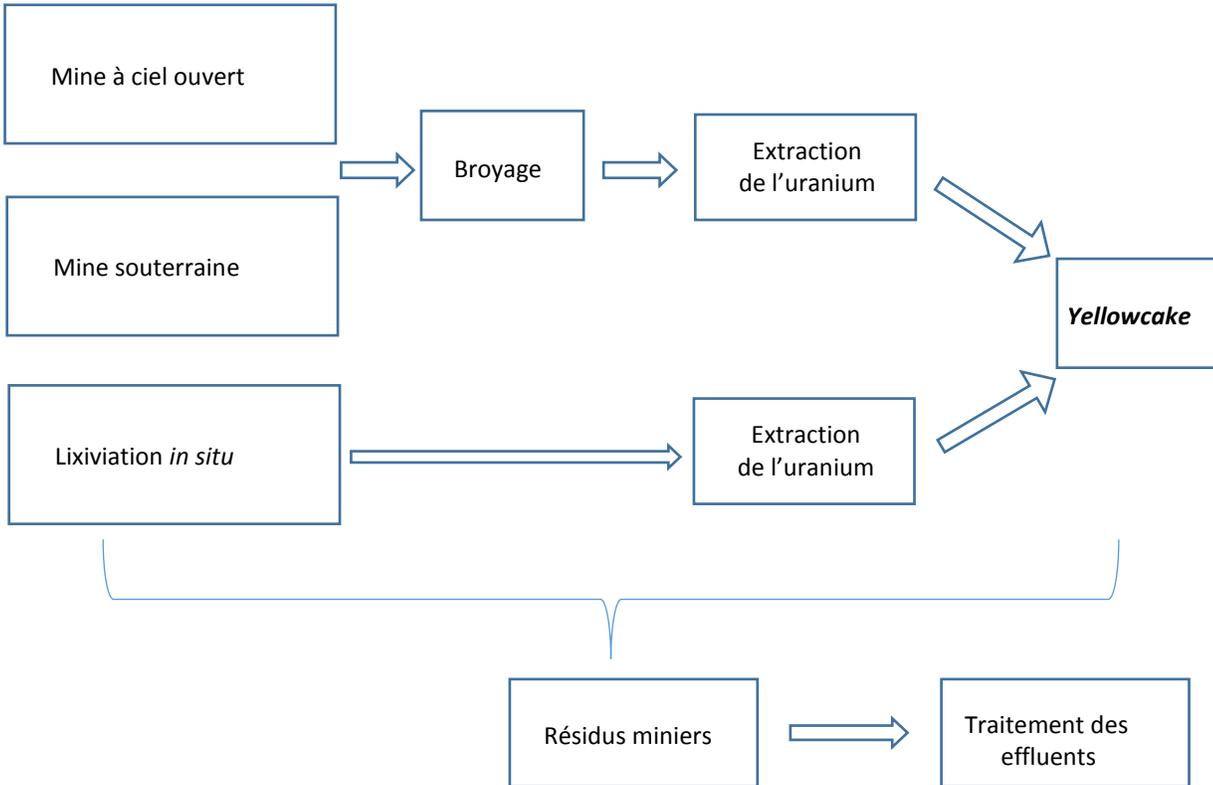


Figure 7.1 Procédé traditionnel de l'extraction et de la transformation du minerai d'uranium.

#### 7.4.3.1 EXTRACTION DU MINERAI DANS LES MINES À CIEL OUVERT OU SOUTERRAINES

Le minerai est extrait par fragmentation à l'aide d'explosifs. Lorsqu'il est situé en profondeur à l'intérieur de structures rocheuses fragiles, un soutènement minier est requis à la suite de l'excavation du minerai. En région de pergélisol, la condition gelée du sol et du roc doit être préservée pour éviter les infiltrations d'eau souterraines. L'utilisation d'équipement de minage contrôlé à distance est nécessaire dans les endroits dangereux, en raison de l'instabilité des ouvrages ou de la concentration élevée en uranium. Le minerai est ensuite broyé à la mine puis à l'usine de traitement, jusqu'à l'obtention d'une pulpe d'une granulométrie adéquate pour libérer les minéraux uranifères. Un concentré d'uranium appelé *yellowcake* est produit dans une usine de traitement (figure 7.1). Le *yellowcake* produit aujourd'hui est de couleur brune ou noire, mais son nom vient de la couleur et de la texture des concentrés qui étaient produits par les premières méthodes d'extraction utilisées.

Les roches excavées lors des travaux pour accéder au minerai constituent des résidus d'extraction sont des résidus miniers qui sont entreposées dans des parcs en surface. Il s'agit de roches qui ne contiennent aucun minéral en concentration suffisante pour être considéré comme du minerai (CCSN (1), 2012) et qui ne présentent généralement pas de potentiel acidogène (CCSN (6), 2012).

Les résidus de traitement ou d'usinage sont issus du minerai après les traitements mécaniques et chimiques destinés à la récupération de l'uranium. Ils peuvent contenir des métaux lourds en plus de l'uranium non récupéré

et de ses produits radioactifs (isotopes descendants). Les résidus d'usinage doivent être entreposés selon les paramètres établis par les certificats d'autorisation, soit dans des aires d'accumulation de résidus miniers, soit dans des fosses d'exploitation abandonnées, qui ont été aménagées à cet effet.

Les sources d'impact potentiel sur l'environnement biophysique liées à l'extraction de minerai d'uranium sont dues à la présence de rayonnements ionisants, à l'émanation de radon gazeux ainsi qu'à la toxicité chimique des radioéléments. Ces sources incluent (GA, 2008) :

- l'augmentation dans l'air du taux d'émission du radon en provenance de l'air d'évacuation souterrain (galeries, monteries de ventilation) ou de résidus en surface (parcs de résidus miniers);
- des rayonnements gamma provenant de résidus miniers entreposés en surface ainsi que d'ouvertures souterraines (trous de forage, galeries, rampes);
- l'émission de poussières radioactives provenant des activités de broyage et de concassage du minerai, de travaux d'excavation et de la présence de parcs de résidus d'usinage ou miniers secs;
- la gestion des résidus miniers qui peuvent générer du drainage contaminé ou libérer dans l'environnement des radionucléides et d'autres métaux lourds par lixiviation;
- la contamination radioactive de l'eau de surface et souterraine et des sols, causée par les effluents contaminés.

#### 7.4.3.2 EXTRACTION DU MINERAI PAR LIXIVIATION *IN SITU*

Dépendant de la nature du socle, pour extraire l'uranium par lixiviation *in situ*, on injecte d'abord une solution acide ou basique ainsi qu'un oxydant directement dans la zone riche en uranium d'une roche perméable. Le liquide se disperse dans la zone où la teneur en minerai est élevée et cette solution oxyde l'uranium tétravalent ( $U^{+4}$ ), pour former de l'uranium hexavalent soluble ( $U^{+6}$ ). L'uranium dissous est alors présent sous la forme de composés uranyle carbonate  $[(UO_2(CO_3)_3)]^{4-}$  ou sulfate  $[(UO_2(SO_4)_3)]^{4-}$ , et le liquide est ensuite pompé à la surface par un réseau de puits qui permettent de contrôler la percolation de la solution enrichie en uranium. Cette technique permet d'extraire l'uranium sans extraire de minerai, ce qui diminue ses impacts sur l'environnement puisqu'il n'y a ni excavation du minerai ni entreposage de résidus miniers ou d'usinage. Les sources d'impact potentiel sur l'environnement biophysique liées à cette technique incluent (GA, 2008) :

- la contamination des aquifères par lixiviation de composés chimiques utilisés pour l'extraction ainsi que par des métaux extraits et dissous, dont l'uranium;
- l'émission de substances radioactives, dont le radon, et d'autres métaux provenant de liquides d'extraction pompés;
- le déversement accidentel de substances chimiques ou radioactives;
- la gestion et le traitement des liquides utilisés pour l'extraction (évaporation, enfouissement);
- le suivi et le pompage des solutions résiduelles, effectués pendant un certain temps après la fin de l'exploitation pour prévenir l'infiltration des solutions contaminées dans les aquifères.

#### 7.4.4 CONCENTRATION DE L'URANIUM : ISOLATION CHIMIQUE DE L'URANIUM DU MINERAI

La concentration de l'uranium, c'est-à-dire son extraction du minerai à la suite de l'étape de broyage, s'effectue généralement dans une usine située sur le site minier ou dans les environs. Des acides et des bases, des oxydants ainsi que des solvants organiques sont nécessaires lors de cette étape.

a) Extraction acide :

1. L'uranium contenu dans le minerai finement broyé est dissous par l'acide sulfurique en présence d'un agent oxydant, par exemple le peroxyde d'hydrogène ou encore le dioxyde ou le chlorate de manganèse. L'ion uranyle ( $\text{UO}_2^{2+}$ ) formé réagit avec l'acide sulfurique pour former l'anion  $[(\text{UO}_2(\text{SO}_4)_3)]^{4-}$ .
2. L'uranium est extrait de cette phase aqueuse par une phase organique qui comporte souvent des amines tertiaires. L'uranium peut également être extrait par l'utilisation de résines échangeuses d'ions.
3. L'uranium est généralement précipité sous la forme d'un composé diuranate d'ammonium ( $(\text{NH}_4)_2\text{U}_2\text{O}_7$ ) à l'aide de solutions d'hydroxyde d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ). L'uranium peut également être précipité sous forme de diuranate de magnésium, ce qui diminue le risque de présence d'ammoniac dans l'environnement. Le produit est ensuite calciné, et le diuranate d'ammonium est transformé en oxyde d'uranium (*yellowcake*) dont la teneur en  $\text{U}_3\text{O}_8$  est d'environ 99 % (AIEA (1), 2009).

b) Extraction basique :

Les étapes sont les mêmes que pour l'extraction acide, sauf que la dissolution de l'uranium est effectuée en milieu aqueux basique à l'aide de solutions diluées de carbonate de sodium avec de l'oxygène moléculaire comme agent oxydant (Encyclopaedia Britannica, 2013), formant ainsi l'anion  $[(\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3)]^{4-}$ .

Les sources d'impact potentiel sur l'environnement biophysique liées à la concentration de l'uranium comprennent :

- l'émission de rayonnement radioactif et de radon provenant des radionucléides présents dans le minerai broyé;
- la gestion et le traitement des liquides usés;
- les résidus solides de la concentration qui contiennent de l'uranium et d'autres radionucléides;
- le déversement accidentel de substances chimiques comportant des radionucléides.

#### 7.4.5 RESTAURATION DU SITE ET DÉMANTÈLEMENT

Cette étape comporte entre autre le bétonnage des puits et des excavations, et le démantèlement des installations de surface. Elle peut être entamée dès le début des travaux, lorsque la restauration se fait de manière dynamique. Comme elle n'implique pas d'activité minière additionnelle, elle ne comporte généralement pas de sources d'impact supplémentaires. Il peut cependant y avoir une redistribution régionale des radionucléides du fait du transport des installations et des résidus.

## 7.5 ÉVALUATION DES EFFETS POTENTIELS À COURT, MOYEN ET LONG TERME

Les impacts potentiels présentés ci-dessous sont divisés en trois sections : le stockage des des résidus miniers et d'usinage, les effluents après leur traitement et les rejets atmosphériques. Ils sont traités pour l'ensemble des étapes (exploration, extraction du minerai, concentration de l'uranium) et selon leur durée (court, moyen et long terme) lorsque des différences existent.

### 7.5.1 LE STOCKAGE DES RÉSIDUS MINIERES ET D'USINAGE

Les impacts des activités minières sur l'environnement sont dus principalement aux importantes quantités de roches qui doivent être excavées et à leur accumulation en surface (Arogunjo et coll., 2009). Après traitement du minerai, la radioactivité naturelle contenue dans les roches est concentrée dans les résidus d'usinage, ce qui augmente le risque de dissémination dans l'environnement.

Une autre préoccupation importante liée aux activités d'excavation est le risque de générer un drainage minier contaminé. Dans certains gisements, l'uranium est associé à des concentrations de sulfures métalliques comme la pyrite, un sulfure de fer. Les roches excavées qui en contiennent sont sujettes à une oxydation au contact de l'air et de l'eau et peuvent alors libérer de l'acide sulfurique, qui possède la propriété de solubiliser plusieurs métaux présents, dont l'uranium. Ce processus est connu sous le nom de drainage minier acide (DMA). Cette transformation peut provoquer des écoulements acides dans l'environnement ainsi que le déplacement de radionucléides et d'autres métaux présents dans le sol (AIEA (1), 2009), comme ce fut le cas dans la région d'Elliott Lake en Ontario. Le DMA peut également avoir lieu dans les roches souterraines puisque l'excavation et la construction d'infrastructures souterraines fournissent un contact direct entre l'atmosphère et les niveaux souterrains, permettant ainsi l'oxydation de sulfures métalliques présents (AIEA, 2005). Les eaux pompées des fosses d'exploitation et des excavations souterraines doivent par conséquent être récupérées et traitées à l'usine avant d'être retournées dans l'environnement.

Les contaminants potentiellement présents dans les matériaux excavés et les résidus miniers comprennent les radioéléments de la chaîne de désintégration de l'uranium (dont le radium) et du thorium-232 (WNA, 2011). Ils comprennent également du radon et des particules en suspension (poussières de radioéléments et de métaux), et sont également la source de rayonnement gamma.

#### 7.5.1.1 IMPACTS À COURT ET MOYEN TERME LIÉS À L'ÉTAPE D'EXPLOITATION

Les principaux rejets solides créés pendant l'exploitation sont composés des résidus miniers et d'usinage. Ils peuvent être entreposés en surface, dans des cavités souterraines (WNA, 2011) ou dans des fosses artificielles en surface (GA, 2008).

Les risques d'impacts associés au stockage des résidus miniers et d'usinage proviennent donc de la dispersion dans l'environnement des radioéléments qu'ils contiennent. Les différents modes de dispersion incluent (AIEA, 2005) :

- la dispersion de poussières radioactives et d'autres métaux chimiquement toxiques sous l'action du vent : des résidus non recouverts ou non humidifiés peuvent sécher en surface, et la poussière ainsi formée est plus facilement dispersée;
- le drainage minier acide : ce type d'écoulement, s'il n'est pas contenu et traité, augmente les probabilités de contamination de l'environnement, étant donné la solubilité des métaux dans de l'eau acide;

- la migration de radionucléides et d'autres métaux toxiques causée par la pluie ou la neige fondante (processus de percolation), si l'eau de procédé et l'eau des précipitations sur le site minier ne sont pas efficacement séparées de la fraction solide, récupérées et traitées comme des eaux de procédé.

En l'absence de procédés de prévention adéquats, les impacts mentionnés plus haut pourront entraîner des conséquences à moyen et à long terme sur les mammifères et les oiseaux, sur les poissons et les invertébrés benthiques, ainsi que sur les humains. Par exemple, lors d'une infiltration du lixiviat ou des effluents contaminés dans les eaux de surface, l'absorption de radionucléides peut provoquer un ralentissement dans le processus de reproduction des poissons (Clulow, 1998).

#### 7.5.1.2 IMPACTS À LONG TERME

Plusieurs études ont rapporté des concentrations élevées en radionucléides (dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les eaux souterraines) et la présence de rayonnement gamma près d'anciens sites miniers où peu de travaux de restauration ont été effectués (Aparin et coll., 2012). Ces sites miniers ont été exploités dans des conditions différentes de la réglementation actuelle, certains dans des contextes particuliers liés à la nature militaire et stratégique de l'uranium durant la Seconde Guerre mondiale et la guerre froide. Voici, à titre d'exemples, quelques résultats d'études effectuées à proximité d'anciens sites miniers où l'absence de travaux de restauration est rapportée.

Au Portugal, l'extraction de minerais radioactifs (radium, puis uranium) sur 60 sites a commencé au début du  $xx^e$  siècle et s'est terminée en 2001. L'industrie a ainsi généré 3 millions de tonnes de résidus radioactifs liés à l'exploitation de l'uranium, pour une production totale de 4000 tonnes d' $U_3O_8$  entre 1951 et 2001 (Carvalho et coll., 2005). Peu de résidus solides et radioactifs ont été laissés sur les sites d'extraction minière, les piles de résidus radioactifs se trouvant surtout sur les sites de transformation du minerai, particulièrement là où le minerai a été concentré par lixiviation acide.

Une étude publiée par l'Agence internationale de l'énergie atomique rapporte qu'en 2004, certaines de ces piles contenaient des traces d'uranium-238 et de ses produits de filiation (radium, plomb, bismuth, polonium), et les taux de radiation mesurés en surface atteignaient 24  $\mu\text{Sv/h}$  à certains endroits (Carvalho et coll., 2005). À titre de comparaison, la radioactivité de fond dans la région varie entre 0,2 et 0,7  $\mu\text{Sv/h}$ , et le bruit de fond planétaire est d'environ 0,09  $\mu\text{Sv/h}$ . Dans certains sols d'agriculture voisins de sites miniers, les activités massiques de certains radionucléides étaient plus élevées que celles des sols de référence (l'écart de distance n'est pas précisé, mais les sols de référence sont généralement assez éloignés du projet minier et de ses environs), entraînant le transfert de radionucléides dans la chaîne alimentaire. Par exemple, les sols d'agriculture possédaient des activités massiques en uranium-235 variant entre 6 et 70 Bq/Kg, la valeur maximale observée dans les sols de référence étant de 35 Bq/kg (tableau 7.4). Les auteurs ont également observé sur d'anciens sites miniers la présence d'eau acide (pH de 2 à 3) résultant de l'extraction de l'uranium par lixiviation *in situ*. Ces eaux montraient des activités volumiques élevées de radionucléides et d'autres métaux lourds, les valeurs s'élevant jusqu'à 169,7 Bq/L dans le cas de l'uranium. À titre de comparaison, les activités volumiques de l'uranium observées dans les eaux de surface sont en moyenne de 0,025 Bq/L (concentration moyenne de d'U dans les eaux de surface = 1  $\mu\text{g/L}$  (Vandenhove et coll., 2010); activité massique de l'uranium naturel = 25 000 Bq/g (WNA, 2009)).

Tableau 7.4 : Teneurs en radionucléides à l'intérieur de zones contaminées au Portugal.

Endroit	U total	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po
Sols de référence (Bq/kg)	ND <sup>(a)</sup>	8 à 35	120 à 190	80 à 180	120 à 200	ND
Sols d'agriculture voisins de sites (Bq/kg)	ND	6 à 70	210 à 340	150 à 260	290 à 320	ND
Résidus miniers du site Bica <sup>(b)</sup> (Bq/kg)	ND	1290	3740	18 590	34 040	ND
Résidus miniers du site Vale da Arca <sup>(c)</sup> (Bq/kg)	ND	635	6540	3530	7100	ND
Eau souterraine du site Bica (pH = 3,1) (Bq/L)	8,6	ND	ND	1,5	1,8	0,23
Eau entreposée en surface du site Quinta Bispo (pH = 2,7) (Bq/L)	169,7	ND	ND	1,1	1,2	0,09

<sup>a</sup> Les mesures ne sont pas rapportées pour ces radionucléides; <sup>b</sup> Le site minier qui possède les valeurs parmi les plus élevées; <sup>c</sup> Le site minier qui possède les valeurs parmi les moins élevées.

Source des données : Carvalho et coll., 2005.

Au Kirghizistan, des piles de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium ont été emmagasinées pendant la période d'exploitation et de transformation du minerai, de 1946 à 1968. Les déchets radioactifs ont été accumulés dans 23 haldes de résidus et de déchets, avec plusieurs autres piles de minerais non économiquement exploitables. Les haldes ont été recouvertes de 15 à 25 cm d'épaisseur de sol. À leur surface, les niveaux de radiation gamma varient entre des valeurs proches du bruit de fond planétaire (soit 0,09 µSv/h) et des valeurs anormalement élevées (0,877-4,385 µSv/h). Ces résidus miniers sont également la source de contamination d'eaux de surface et de sédiments par des radionucléides et d'autres éléments toxiques, dont le sélénium (Aparin et coll., 2012).

Les projets miniers modernes appliquent des mesures de protection qui réduisent ces impacts sur l'écosystème, mais sans toutefois éviter complètement la dispersion des radionucléides. Par exemple, le site de Cluff Lake comprenait des mines à ciel ouvert et souterraines et une usine de traitement d'uranium située dans le bassin de l'Athabasca, dans le nord de la Saskatchewan. Durant sa période d'activité, le projet avait généré plus de 31 000 tonnes de concentré d'uranium (U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>). Les opérations minières et de traitement du minerai ont débuté en 1980 pour se conclure en 2002, et les résidus miniers produits ont été recouverts d'un mètre de sol non contaminé afin de réduire les taux d'émission de radon et de rayonnement gamma.

Un rapport d'étude approfondie du projet de déclassement de Cluff Lake, produit par la CCSN en 2003, présente les teneurs en radionucléides mesurées à divers endroits dans la région du site (CCSN, 2003). Les concentrations de radionucléides dans les eaux souterraines provenant de stations de surveillance situées à l'intérieur et en périphérie des fosses contenant des résidus solides montraient des teneurs élevées en radionucléides en comparaison des valeurs de référence (tableau 7.5), de sorte qu'elles présenteraient un risque pour les humains et le biote non humain si elles devenaient accessibles à la consommation.

Or, étant donné l'abondance d'eaux de surface dans la région locale de l'étude, l'isolement relatif du site et la présence de contrôles sévères, on a estimé peu probable que cette eau souterraine soit éventuellement

consommée. Le document rapporte que, sur cette base, les effets environnementaux sur les eaux souterraines dus aux opérations ont été classés comme négatifs mais pas significatifs. Notons que la restauration du site s'est terminée en 2006 et que les résultats d'échantillonnage de l'eau du site indiquaient que des traitements supplémentaires n'étaient plus requis (GA, 2008).

Par ailleurs, certains chercheurs estiment qu'à la suite d'activités d'extraction minière il est impossible de retirer complètement l'uranium et ses descendants des effluents à l'aide des moyens technologiques actuels à un coût acceptable (Schmidt et coll., 2012).

Tableau 7.5 : Teneurs en radionucléides mesurées dans des eaux souterraines provenant de fosses à solide.

Radionucléide	Teneurs près des fosses à solide	Valeurs de référence
<sup>210</sup> Pb (Bq/L)	0,300	0,037
<sup>210</sup> Po (Bq/L)	0,080	0,034
<sup>226</sup> Ra (Bq/L)	0,2	0,086
Uranium total (µg/L)	30	13,6

Source des données : CCSN, 2003.

## 7.5.2 LES EFFLUENTS

Les effluents peuvent être composés des eaux provenant d'aires d'accumulations de résidus miniers et d'usage, de divers liquides provenant des étapes de concentration du minerai, ou d'eaux provenant de travaux souterrains et pompées à la surface. Les contaminants potentiels sont les radioéléments de la famille radioactive de l'uranium-238, divers métaux, solides en suspension et sels dissous, ainsi que des substances chimiques utilisées entre autres pour la concentration de l'uranium. Le traitement des effluents sur les sites d'extraction minière est spécifique à chaque site, et dépend des techniques d'extraction et de concentration de l'uranium qui sont utilisées, ainsi que de divers facteurs géologiques et biologiques comme la composition des sols. Le traitement a pour objectif de diminuer les concentrations de radionucléides, de métaux lourds et d'autres éléments potentiellement toxiques par l'addition de composés chimiques qui vont former, avec les contaminants, des composés solides qui précipiteront et pourront être retirés des eaux, notamment par filtration et décantation. Par exemple, le chlorure de baryum ajouté aux effluents va former avec le radium présent, en présence d'acide sulfurique, des sulfates de radium et de baryum qui vont coprecipiter. Ce procédé augmente par conséquent le taux de sels dissous dans les effluents, mais il s'agit d'un impact à moyen terme puisque, à l'arrêt des travaux miniers, les concentrations de sels retombent rapidement aux valeurs mesurées avant le début des activités (SERM (2), 1997).

Le traitement des effluents appliqué à la mine de Cigar Lake en Saskatchewan est un exemple représentatif du type de procédé couramment utilisé par l'industrie uranifère (GA, 2008). Les effluents provenant des haldes et d'autres résidus sont recueillis dans des bassins de rétention où plusieurs étapes de précipitation (à l'aide de flocculants, de composés de fer ou de baryum et de chaux) et processus de filtration permettent de retirer des eaux les radionucléides, les métaux lourds et les autres contaminants. Les eaux résultantes sont entreposées dans une deuxième série de bassins afin d'être échantillonnées et analysées, avant d'être rejetées dans l'environnement. Les boues résultantes sont entreposées avec les résidus miniers.

### 7.5.2.1 IMPACTS LIÉS À L'ÉTAPE D'EXPLOITATION

Les risques d'impacts associés aux effluents miniers proviennent, tout comme dans le cas des résidus solides, de la dispersion des radioéléments dans l'environnement. Comme les effluents sont confinés à l'intérieur de bassins de sédimentation, des écoulements, débordements ou déversements accidentels peuvent avoir lieu. La mobilité des radionucléides dépendra alors de facteurs comme la forme chimique des composés présents et les caractéristiques physicochimiques des sols, des cours d'eau ou des lacs récepteurs. Par exemple, la migration des radioéléments sera limitée si le déversement a lieu dans une nappe d'eau possédant une grande quantité de matériaux absorbants ou s'ils sont rejetés, par exemple, dans un lac où il y a peu de courant (SERM (2), 1997). Les espèces susceptibles d'être affectées lors de l'ingestion de sédiment ou d'eau de surface comprennent les poissons et les invertébrés benthiques (MJ (1), 2013), les oiseaux et la faune terrestre.

Aujourd'hui, plusieurs technologies utilisées pour le traitement des effluents permettent d'atteindre des activités volumiques bien en deçà des valeurs maximales établies par les organismes de réglementation. À titre d'exemple, le gouvernement a rapporté en 2008 que, avant traitement, les effluents de la mine McArthur River (Saskatchewan) contenaient en moyenne 23 Bq/L de radium-226, l'activité volumique maximale permise pour le rejet dans l'environnement étant de 0,37 Bq/L (Règlement sur les effluents des mines de métaux, Gouvernement du Canada). Or, l'activité volumique moyenne obtenue après traitement des effluents s'est élevée à 0,063 Bq/L, ce qui est bien au-dessous de la valeur maximale acceptée (GA, 2008). Notons que le Règlement sur les effluents des mines de métaux prévoit des concentrations maximales de substances nocives dans des effluents pour divers métaux mais que seul le radium y est présenté en tant que radionucléide. Aux fins de comparaison, les teneurs maximales acceptables pour la qualité de l'eau potable selon Santé Canada sont de 0,2 Bq/L pour le plomb-210, de 0,5 Bq/L pour le radium-226 et de 0,02 mg/L pour l'uranium (Santé Canada, 2009).

Des impacts écologiques à long terme, résultant d'un traitement d'effluent inadéquat, ont été observés dans divers environnements, comme sur le site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake (fermé en 1996), en Ontario. Après le début des travaux miniers en 1955, les populations de poissons de pêche sportive en aval du site minier ont rapidement décliné à la suite d'un ralentissement de leur reproduction, et les lacs touchés ont montré des teneurs élevées en solides en suspension et en radionucléides, ainsi qu'un pH acide (Santé Canada, 2009). Avec l'arrivée de nouvelles technologies pour le traitement des effluents, les eaux traitées ont atteint les niveaux réglementaires pour les eaux potables vers la fin des années 1960, et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario a permis la réintroduction de poissons de pêche sportive dans les lacs concernés au début des années 1980. Néanmoins, des mesures prises en 1998 ont montré la présence résiduelle de radionucléides provenant de la chaîne de désintégration de l'uranium naturel (dont l'uranium-238, le plomb-210 et le polonium-210) dans des sédiments, des poissons et des eaux provenant de lacs situés à proximité de l'ancien site minier, à des niveaux supérieurs à ceux observés dans des lacs de contrôle. Le tableau 7.6 rapporte des exemples de teneurs mesurées dans l'eau et dans les sédiments, ainsi que dans les os et la chair de poissons.

À partir de ces données, les auteurs de l'étude concluent que l'ingestion de radionucléides par la consommation d'un repas hebdomadaire de poisson (375 g) pendant un an représenterait moins de 15 % de la dose annuelle recommandée pour le public (rapportée comme étant 5 mSv/année dans cette étude).

Plusieurs techniques de traitement complémentaires peuvent être utilisées afin de réduire l'émission de contaminants de la filière uranifère dans l'environnement. Chaque approche mise en application doit tenir compte de la méthode d'extraction minière utilisée et des caractéristiques particulières du milieu aquatique récepteur.

Tableau 7.6 : Teneurs en plomb-210, en polonium-210 et en uranium naturel observées dans les environs de l'ancien site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake, en Ontario.

Provenance	Plomb-210	Polonium-210	U total
Eau du lac Quirke	105 mBq/L	---	13 µg/L
Eau du lac McCarthy	1094 mBq/L	---	3,0 µg/L
<b>Eau du lac de contrôle</b>	<b>20 mBq/L</b>	---	<b>&lt; 1 µg/L</b>
Sédiment du lac Quirke	425 mBq/g	---	24 µg/g
Sédiment du lac McCarthy	896 mBq/g	---	45 µg/g
<b>Sédiment du lac de contrôle</b>	<b>519 mBq/g</b>	---	<b>54 µg/g</b>
Os de truite du lac Quirke	186 mBq/g	168 ± 34 mBq/g	4,4 µg/g
Os de truite du lac Whiskey	180 mBq/g	208 ± 33 mBq/g	1,38 µg/g
<b>Os de truite du lac de contrôle</b>	<b>&lt; 50 mBq/g</b>	<b>20 ± 0 mBq/g</b>	<b>&lt; 0,05 µg/g</b>
Muscles de truite du lac Quirke	< 50 mBq/g	26 ± 4 mBq/g	< 0,05 µg/g
Muscles de truite du lac Whiskey	< 50 mBq/g	< 20 mBq/g	< 0,05 µg/g
<b>Muscles de truite du lac de contrôle</b>	<b>&lt; 50 mBq/g</b>	<b>&lt; 20 mBq/g</b>	<b>&lt; 0,05 µg/g</b>

Source : Clulow et coll., 1998.

### 7.5.3 LES REJETS ATMOSPHÉRIQUES

Les impacts liés à l'industrie minière de l'uranium qui sont potentiellement les plus importants pour les travailleurs proviennent de l'exposition aux rejets atmosphériques, c'est-à-dire aux rayonnements gamma, au radon-222 gazeux et aux particules en suspension dans l'air (poussières) (AIEA (1), 2009). Le rayonnement gamma et le radon proviennent entre autres des résidus miniers, qui contiennent une grande partie du matériel radioactif contenu dans le minerai original. Lorsque l'uranium est extrait du minerai (principalement  $^{238}\text{U}$  et  $^{235}\text{U}$ ), entre 70 et 85 % de la radioactivité initiale est concentrée dans les résidus à l'intérieur desquels se trouve la totalité du radium qui provient de la désintégration de l'uranium naturel (WNA, 2011). Le radium se désintègre en radon, et d'importantes quantités de radon peuvent être produites, particulièrement dans le cas de l'exploitation de minerai à teneur élevée en uranium (WNA, 2011). L'uranium naturel et ses descendants (tels que  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{210}\text{Po}$ ) de même que le thorium-232 ( $^{232}\text{Th}$ ) et ses produits de filiation, peuvent se retrouver dans les poussières de minerai en suspension provenant des étapes de concassage et de l'érosion éolienne de résidus non couverts.

Les récepteurs les plus susceptibles d'être exposés à des contaminants chimiques ou radioactifs à court, moyen et long terme sont les populations locales et les travailleurs sur le site minier, ainsi que, dans une moindre mesure, les populations animales et végétales des régions avoisinantes.

### 7.5.3.1 IMPACTS À COURT ET MOYEN TERME LIÉS À L'ÉTAPE D'EXPLOITATION

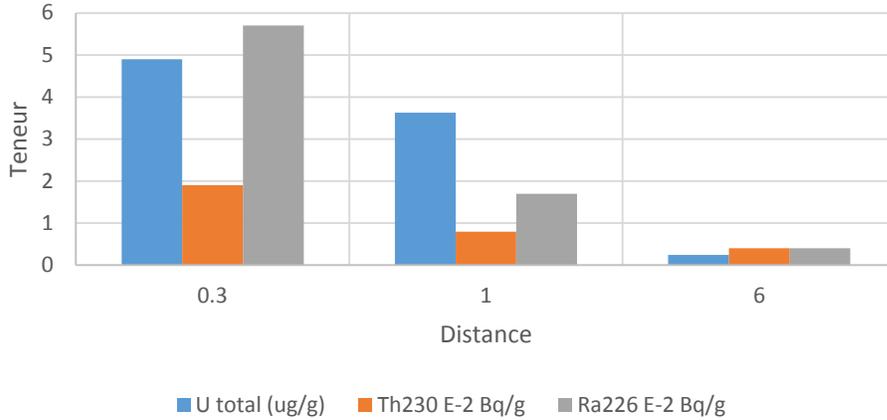
Les aires d'accumulation des résidus miniers et d'usinage peuvent représenter une source importante d'impact, dépendant de la manière dont elles ont été conçues. Par exemple, la disposition des résidus sur une surface étendue favorise l'augmentation du taux d'émission du radon et du rayonnement ionisant. Si les piles ne sont pas recouvertes, par exemple, par une barrière aqueuse ou encore maintenues dans un état humide, la matière en surface peut sécher et créer ainsi des poussières radioactives qui, exposées au vent, pourront être dispersées dans l'environnement par voie aérienne, augmentant le risque d'interaction avec les eaux de surface (AIEA, 2005). À la suite des différents travaux d'excavation et de forage, une augmentation du taux d'émission de radon peut également être observée dans l'air à l'intérieur des infrastructures souterraines ainsi que dans l'air d'évacuation souterrain. Une exploitation à ciel ouvert favorise une ventilation naturelle sur le site. Pour un site minier particulier, le type de sol, le type de technologie utilisée ainsi que la teneur en uranium dans le minerai entraînent l'émission de différents teneurs en radon.

Le rapport d'étude approfondie du projet de déclassement de la mine Cluff Lake produit par la CCSN rapporte que les niveaux de radon ambiants sur le site de la mine Cluff Lake (en arrêt depuis 2002), lors de son exploitation, variaient typiquement entre 15 et 160 Bq/m<sup>3</sup> (CCSN, 2003). À titre de comparaison, l'activité volumique maximale autorisée pour le radon-222 selon la Commission canadienne de sûreté nucléaire est de 60 Bq/m<sup>3</sup>, et Santé Canada recommande que les activités volumiques moyennes annuelles dans les aires occupées des maisons canadiennes ne dépassent pas 200 Bq/m<sup>3</sup>.

Compte tenu du rayonnement ionisant cumulé des différents radionucléides présents dans le sol et en suspension dans l'atmosphère, une augmentation de la radiation gamma, principalement en provenance des haldes, peut également être observée. Par exemple, au Portugal, les taux de radiation mesurés en surface de résidus miniers non couverts situés sur d'anciens sites miniers atteignent 24 µSv/h à certains endroits (la radioactivité de fond dans la région varie entre 0,2 et 0,7 µSv/h) (Carvalho et coll., 2005). En France, il est rapporté que le débit de dose pour les mêmes types de résidus est d'environ 10 µSv/hr (LEDEN et EDP Sciences (2)). Dans ce dernier cas, il convient de noter qu'il faudrait s'exposer à ces résidus pendant plus de dix jours consécutifs pour recevoir une dose équivalente à la dose annuelle provenant de la radioactivité naturelle, soit 2,4 mSv.

Les aires d'accumulation de résidus miniers et d'usinage, ainsi que les travaux d'excavation, peuvent représenter une source de particules fines. En ce qui concerne les poussières radioactives, des résultats préliminaires présentés dans un rapport d'examen sur les projets d'exploitation des mines d'uranium en Saskatchewan suggèrent que les dépôts atmosphériques de contaminants peuvent survenir à l'intérieur d'un rayon de 3 km de l'endroit d'émission, bien que d'autres études suggèrent que le rayon pourrait être beaucoup plus grand (SERM (1), 1997). Pour mesurer les retombées en radionucléides et métaux lourds des poussières en suspension à ses installations de Cluff Lake, Areva a mis en place un programme de surveillance pour l'analyse chimique et radiologique des lichens. Les analyses ont montré que les concentrations ont tendance à diminuer à mesure que l'on s'éloigne de l'usine de traitement. La figure 7.2 présente des données cumulées jusqu'en 1999 et montre que la station la plus proche de l'usine possède des teneurs plus élevées que la station suivante, et ainsi de suite. Les teneurs en uranium, en thorium-230 et en radium-226 à six kilomètres sont de beaucoup inférieures aux teneurs observées autour de l'aire de l'usine. Les ratios entre les teneurs observées et celles des sols de référence étaient de 29,4 pour l'uranium, de 4,7 pour le thorium-230 et de 7,4 pour le radium-226. Les niveaux de plomb-210, de polonium-210 et d'autres métaux autour de l'usine étaient de l'ordre des niveaux de référence ou jusqu'à deux fois supérieurs à ces niveaux.

## Teneur en radionucléides en fonction de la distance de l'usine



Source des données : CCSN, 2003.

Figure 7.2 : Teneur en U total, en  $^{230}\text{Th}$  et en  $^{226}\text{Ra}$  dans les lichens en fonction de la distance (en km) par rapport à l'usine de Cluff Lake.

Le rapport de déclassement de la mine Cluff Lake rapporte que les mesures des particules totales en suspension en 2002 (année de l'arrêt des travaux miniers) indiquaient des valeurs de 10 à 14  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , ce qui est bien en deçà des moyennes permises (tableau 7.7). Ces poussières en suspension présentaient néanmoins des concentrations d'uranium légèrement plus élevées (la valeur la plus élevée, 0,024  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a été mesurée à la station de l'usine) que les niveaux de référence régionaux (0,001  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à 0,005  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Tableau 7.7 : Mesures des particules en suspension sur le site minier Cluff Lake et concentrations de référence.

<b>Concentrations maximales permises</b>	
Ministère de l'Environnement de l'Ontario	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (pour 24 heures)
Environnement Canada	60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Règlements de la Saskatchewan relatifs à la qualité de l'air	70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<b>Concentrations observées</b>	
Mine Cluff Lake (2002)	10 à 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Source : CCSN, 2003.

Le rapport d'examen sur les projets d'exploitation des mines d'uranium en Saskatchewan rapporte que les produits de filiation du radon (dont le polonium-210) pourraient avoir un impact cumulatif important à plus ou moins long terme si des concentrations élevées sont mesurées dans un rayon de 5 à 10 km de la mine. Ce sont les populations régionales qui retirent une partie importante de leur alimentation dans la région qui seraient touchées (SERM (1), 1997).

### 7.5.3.2 IMPACTS À LONG TERME

L'augmentation dans l'air de la quantité de poussières et de radon représente un risque pour la santé; entre autres, elle accroît les risques de développer un cancer du poumon. En ce qui concerne l'inhalation de radon, il est démontré que des impacts à long terme toucheront les travailleurs si les mesures de protection sont inappropriées. En effet, plusieurs études effectuées au fil des années sur l'impact sanitaire du radon sur des cohortes de mineurs ont conclu que l'exposition à long terme à des niveaux de radon supérieurs aux niveaux naturels accroît les risques de développer un cancer du poumon (CCSN (4), 2012). Toutefois, les activités volumiques du radon observées dans les environs des régions minières du nord de la Saskatchewan se situent actuellement près des activités volumiques naturelles ( $1 \text{ Bq/m}^3$  à  $20 \text{ Bq/m}^3$ ), ce qui réduit grandement les risques (CCSN (5), 2012). Sur les sites d'exploration, d'extraction et de traitement de l'uranium, sauf aux endroits où les taux de production de radon sont particulièrement élevés (à proximité des haldes, par exemple), les activités volumiques du radon varient généralement entre  $1 \text{ Bq/m}^3$  et  $50 \text{ Bq/m}^3$ . Autour des haldes de résidus miniers, les niveaux peuvent par contre atteindre  $1000 \text{ Bq/m}^3$ .

En ce qui concerne les poussières de minerai, certains gisements renferment, en plus de l'uranium, des concentrations élevées d'autres métaux toxiques; par exemple, le site du projet Midwest, en Saskatchewan, contient de l'arsenic et du nickel. Étant chimiquement toxiques (ils sont reconnus comme étant carcinogènes), l'arsenic et le nickel peuvent former des poussières toxiques. Le rapport d'examen sur les projets d'exploitation des mines d'uranium en Saskatchewan rapporte qu'il existe un effet synergique entre l'exposition aux rayonnements ionisants et l'exposition à l'arsenic (SERM (1), 1997). Par conséquent, les sites d'extraction minière dont les gisements possèdent, en plus de l'uranium, des concentrations non négligeables en métaux lourds toxiques représentent un risque chimique et radiologique accru en cas d'inhalation ou d'ingestion de poussières de minerai, entre autres pour la santé des travailleurs.

# 8 MESURES DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT POUR LA FILIÈRE URANIFÈRE

## Sommaire

- Par le passé, des impacts notables associés à l'industrie minière, sur l'environnement et sur la santé des travailleurs, ont été constatés. Les procédures appliquées à l'échelle internationale étaient très différentes des normes actuelles, et l'impact des substances radioactives sur la santé et sur l'environnement était méconnu.
- Les promoteurs miniers et le gouvernement canadien préconisent aujourd'hui des mesures de prévention, de planification et de protection pour l'encadrement des rejets atmosphériques, des effluents, des résidus miniers et pour les populations exposées.
- On procède aujourd'hui à des mesures environnementales (radionucléides, radon, poussières radioactives et rayonnement gamma dans l'air, l'eau et les sols) afin de caractériser l'environnement biophysique des sites miniers. Un suivi environnemental permet de prévenir une contamination ou d'en diminuer les impacts dans les meilleurs délais.
- La limite de dose canadienne actuelle pour l'exposition au rayonnement ionisant, excluant la radioactivité de source naturelle ou médicale, est établie à 1 mSv/année pour le public et à 100 mSv sur 5 ans, avec un maximum de 50 mSv sur un an, pour les travailleurs du secteur de l'uranium.
- Les mines d'uranium actuelles appliquent des programmes de radioprotection et des limites réglementaires : les promoteurs miniers doivent prouver, avant le début des travaux, que leurs activités minières ne menaceront ni la sécurité des humains ni celle de l'environnement.
- La dose reçue par la population canadienne en général, à la suite d'une exposition au rayonnement ionisant dans le cadre de l'exploitation minière de l'uranium, représentent généralement une fraction (0,001 à 0,1 mSv/an) de la dose totale acceptée pour la population (1 mSv/an).

## 8.1 INTRODUCTION

L'uranium est naturellement présent dans notre environnement, mais les activités de prospection et d'exploitation de l'uranium comportent des risques potentiels d'impact sur l'environnement biophysique. Des normes et des mesures de protection de l'environnement ont été développées au Canada et dans plusieurs pays et sont décrites ci-dessous. L'objectif de ce chapitre est de proposer des outils qui permettront la mise en place d'approches préventives et sécuritaires pour la filière uranifère, de l'exploration jusqu'aux dernières étapes de l'exploitation minière. La première partie fournit des renseignements généraux concernant les programmes de gestion de l'environnement appliqués dans certains projets miniers et présente des exemples de guides d'application au Canada et sur la scène internationale. La seconde partie présente les mesures d'atténuation utilisées pour les rejets atmosphériques, les effluents et les résidus miniers et d'usinage. La troisième partie introduit les autres produits chimiques émis ou utilisés sur les sites miniers, et la quatrième partie décrit les doses radiologiques susceptibles d'être reçues par les travailleurs, les populations et les écosystèmes à proximité d'installations industrielles de la filière uranifère.

## 8.2 PROGRAMMES DE GESTION DE L'ENVIRONNEMENT AU CANADA ET SUR LA SCÈNE INTERNATIONALE

Les opérations d'extraction minière, dont l'exploitation de l'uranium, ont un impact sur l'environnement et les populations locales, et la réduction de cet impact passe par la mise en place de mesures rigoureuses de gestion de l'environnement. Ces mesures sont associées aux concepts de « développement durable » (Falck et Coetzee, 2012) ou de « développement équilibré » (Waggitt, 2011), ce dernier terme étant dans certains cas plus approprié puisque, bien que l'extraction minière cause un impact à l'environnement, elle se produit sur une période définie, et le réaménagement d'un site minier après la fin des opérations minières permet la réutilisation éventuelle du territoire (c'est le cas par exemple du site de South Alligator Valley, Australie, Waggitt, 2004). Lorsque les travaux de réaménagement sont terminés et que les analyses effectuées sur le site montrent que les teneurs en radionucléides sont en deçà des teneurs maximales permises par les autorités, le site peut reprendre son rôle de territoire naturel, ou être réutilisé pour diverses applications. Par exemple, les terrains de certains anciens sites miniers ont été transformés, en France et en Allemagne, en parcs à énergie solaire (des exemples sont présentés dans la conclusion de ce chapitre).

Tout comme pour l'exploitation d'autres métaux, de nombreux exemples d'impacts écologiques à long terme causés par l'absence de contrôles et de traitements adéquats ont été rapportés dans le passé. En Allemagne, par exemple, la société minière Wismut a produit plus de 230 000 tonnes d'uranium entre 1946 et 1990, faisant de l'Allemagne de l'Est le quatrième producteur mondial d'uranium, mais a laissé les territoires miniers lourdement endommagés sur plus de 100 km<sup>2</sup>, faute de programmes de gestion de l'environnement appropriés, les priorités de cette société d'État, durant la période de la Guerre froide, étant orientées exclusivement sur la production d'uranium. Les travaux de déclasserment et de réaménagement ont été pris en charge par le gouvernement fédéral allemand à la suite de l'acquisition de la société en 1991, et la fin des travaux de restauration est actuellement prévue pour 2015, après un investissement d'environ 8,3 milliards de dollars (Paul, 2008).

Aujourd'hui, afin d'éviter ce type de dommages et les coûts qui y sont associés, les sociétés minières et plusieurs gouvernements, dont ceux du Québec et du Canada, préconisent des approches de prévention et de planification des activités de restauration des sites miniers. De plus en plus souvent, le réaménagement des sites est entrepris pendant les travaux d'exploitation, afin que l'empreinte environnementale soit réduite au minimum. La restauration progressive permet de se prémunir contre les risques d'une contamination dont les effets pourraient se faire ressentir à long terme et permet également d'adapter les méthodes utilisées aux nouvelles connaissances

scientifiques. Plusieurs organisations internationales et sociétés minières soutiennent le développement durable, comme l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) et les sociétés membres du Conseil International des Mines et Métaux (ICMM). Au Canada, l'Association Canadienne des Prospecteurs et Entrepreneurs (PDAC : Prospectors and Developers Association of Canada), qui regroupe les industriels du domaine minier, a développé des guides des meilleures pratiques en exploration minérale et fait la promotion de l'exploration responsable (e3plus), que ce soit en matière de responsabilité sociale, de gérance environnementale, ou de santé et de sécurité pour les populations locales et les travailleurs.

### 8.2.1 ISO 14001

Les deux principales sociétés minières occidentales spécialisées dans la prospection et l'exploitation de l'uranium, soit Cameco et Areva, ont implanté des systèmes de gestion de l'environnement et obtenu la certification ISO 14001 pour plusieurs de leurs projets miniers. La certification ISO est accordée par l'Organisation internationale de normalisation et constitue la référence pour la mise en place d'un système de gestion de l'environnement dans les entreprises. Plus précisément, la norme ISO 14001 encadre la gestion et la prévention des impacts environnementaux liés aux activités d'une entreprise, et ce, dans un système d'amélioration en continu (ISO, 2013; SMA (1), 2013). L'entreprise doit régulièrement faire l'objet d'un audit indépendant et doit renouveler sa certification tous les trois ans. Il convient cependant de noter que la norme ISO 14001 n'énonce pas d'exigences quant à la performance; l'entreprise doit s'engager à atteindre les objectifs qu'elle s'est fixée. En Saskatchewan, la majorité des sites en exploitation uranifère sont certifiés ISO 14001 (McClean Lake, Key Lake, McArthur River, Cluff Lake et Rabbit Lake) (Wollenberg 2012). La majorité des projets miniers sont également certifiées ISO 14001 en Australie (le troisième pays producteur d'uranium, après le Kazakhstan et le Canada). C'est le cas de la mine Ranger, qui est par conséquent auditée tous les six mois par une organisation indépendante (WNA, 2011). Les opérations minières en sol australien sont soumises à la réglementation gouvernementale, qui définit un code de pratique (*Code of Practice and Safety Guide for Radiation Protection and Radioactive Waste Management in Mining and Mineral Processing*), lequel décrit, comme le fait la CCSN pour le Canada, les normes sur les concentrations d'éléments potentiellement préoccupants, sur la radioprotection et sur les évaluations environnementales (ARPNSA, 2005).

### 8.2.2 RÈGLEMENTATION GOUVERNEMENTALE

Au Canada, les règlements sur la concentration des éléments radioactifs présentant des risques potentiels et sur les évaluations environnementales sont établies par la CCSN, qui réglemente l'exploitation minière de l'uranium, ainsi que par les gouvernements des provinces où ont lieu les activités minières (WNA, 2012; CCSN (3), 2012). La CCSN réglemente également les mesures de radioprotection, c'est-à-dire l'ensemble des mesures visant à assurer la protection des travailleurs et de la population contre les effets potentiellement négatifs des rayonnements ionisants.

De concert avec les autorités gouvernementales, les sociétés minières de la filière uranifère sont tenues d'établir des mesures de protection et de surveillance environnementale à long terme. Par exemple, pour la surveillance et la restauration de 210 anciens sites d'exploitation d'uranium, le ministère français de l'Écologie et du Développement durable et la société Areva assurent la mise en place d'un plan d'action destiné à la restauration

des anciens sites miniers. Areva, qui est responsable d'environ la moitié des anciens sites miniers, prévoit la réalisation de bilans environnementaux (réaménagement et surveillance) pour l'ensemble des 210 sites (Areva (1), 2013). Une des approches du plan d'action élaboré par le gouvernement français consiste à rendre disponible l'information complète sur la localisation, l'historique et la situation actuelle des anciens sites. Le plan d'action est défini selon les quatre axes suivants (MEDDE, 2009) :

1. La gestion des anciens sites miniers;
2. L'amélioration des connaissances quant aux impacts environnementaux et sanitaires liés aux anciennes mines d'uranium, ainsi qu'en matière de surveillance;
3. La gestion des résidus miniers : mieux connaître leurs utilisations et en réduire les impacts si nécessaire;
4. La dissémination des connaissances et la concertation avec la population.

### 8.2.3 EXEMPLE DE CODES ENVIRONNEMENTAUX ET DE PROTECTION

Les impacts environnementaux liés aux activités minières sont principalement dus aux importantes quantités de sol et de roches devant être excavés et à leur accumulation en surface, ainsi qu'à la présence de résidus d'usinage et d'effluents. Les mesures de protection appliquées dans le cadre des projets en exploitation où il existe un système de gestion environnementale se résument en général en ces points (GA, 2008; SERM (2), 1997) :

- L'enfouissement des résidus miniers dans les fosses des mines à ciel ouvert ou souterraines;
- L'établissement de mesures de confinement et de surveillance à long terme des résidus solides dont le potentiel de drainage minier excède la composition permise par règlement;
- La restauration du site en continu durant l'exploitation, ce qui inclut le traitement des effluents;
- L'analyse des concentrations de radionucléides et autres métaux lourds chez les poissons et macrophytes (les plantes aquatiques visibles à l'œil nu) qui habitent les eaux de proximité, ainsi que les sédiments des cours d'eau.

Les autorités gouvernementales établissent la réglementation relative aux mesures de protection et d'atténuation et exigent des plans de gestion détaillés pour le contrôle des résidus miniers radioactifs et des rayonnements ionisants.

Par exemple, un guide sur l'élaboration de procédures de protection de l'environnement aux mines et usines de concentration d'uranium a été publié par la CCSN (CCSN, 2006). Selon ce guide, les systèmes de gestion environnementale mis en œuvre par les promoteurs doivent correspondre aux exigences réglementaires établies par la CCSN. Les systèmes doivent contenir l'information complète sur les résidus radioactifs qui seront produits, soit :

- la nature des résidus;
- leurs composition et origines;
- les volumes prévus;
- les types de traitement;

- leur gestion et leur stockage;
- les risques associés à l'apport d'eau nouvelle sur le site (par exemple : précipitation, percolation, infiltration, ruissèlement, inondation) ainsi que les mesures prises pour effectuer son détournement ou son contrôle.

Les systèmes de gestion environnementale doivent également inclure des programmes de protection de la santé et de la sécurité des personnes œuvrant sur le site ainsi que des mesures d'intervention d'urgence environnementale qui seront appliquées afin d'éviter ou d'atténuer les effets des rejets accidentels de radionucléides (CCSN, 2006). En effet, des fuites ou des déversements accidentels à partir des haldes ou des bassins de rétention peuvent survenir malgré les mesures de protection appliquées. Dans de telles situations, des mesures d'intervention appropriées permettront d'éviter ou de limiter la quantité de produits déversés pouvant atteindre les eaux de surface et les nappes d'eaux souterraines.

Le règlement sur la radioprotection de la CCSN stipule que le titulaire de permis doit mettre en œuvre un programme de radioprotection, dans le cadre duquel, il doit s'assurer que le degré d'exposition aux produits de filiation du radon ainsi que les doses qui sont reçues soient maintenus au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, compte tenu des facteurs économiques et sociaux (CCSN, 2006). Un tel programme suppose :

- la maîtrise des méthodes de travail par la direction;
- les compétences et la formation du personnel;
- le contrôle de l'exposition du personnel et du public au rayonnement;
- la préparation aux situations inhabituelles.

Pour sa part, le code de pratique du gouvernement australien inclut les points suivants, rejoignant ceux de la CCSN, dans son plan de gestion des résidus radioactifs (ARPNSA, 2005) :

- L'évaluation et la description des déchets qui seront produits;
- La description de l'environnement dans lequel les effluents seront rejetés après traitement et où les résidus miniers seront entreposés. Cela inclut l'évaluation du bruit de fond radioactif de l'environnement avant le début des activités minières. En radioactivité, le bruit de fond désigne le rayonnement des sources naturelles non modifiées, soit les rayons cosmiques, et le rayonnement provenant du sol et des matériaux environnants, avant le début des activités industrielles;
- L'élaboration d'un système de gestion des résidus (manutention, entreposage, traitement et élimination des déchets radioactifs);
- L'estimation des concentrations de radionucléides et des doses de radiation reçues par les travailleurs;
- L'engagement au respect des codes de protection;
- L'élaboration d'un programme de suivi environnemental des concentrations de radionucléides.
- L'élaboration de plans d'intervention (en cas de déversement accidentel, de dispersion non contrôlée de résidus miniers avec composante radioactive, etc.);
- L'élaboration d'un plan de déclassement des opérations et des installations liées à la gestion des déchets et d'un plan de restauration du site;
- L'élaboration d'un système d'évaluation périodique.

Son plan sur la gestion des rayonnements ionisants inclut les points suivants :

- La démonstration d'une collaboration étroite avec des professionnels en radioprotection;
- L'élaboration d'un plan de surveillance de l'exposition aux radiations et l'évaluation des doses reçues par les employés;
- L'utilisation d'équipement et d'installations appropriés, d'employés formés et de procédures d'exploitation;
- La mise en place de cours d'initiation et de formation;
- L'élaboration de plans d'intervention à appliquer en cas d'accidents, d'incidents et d'urgences liés à l'exposition à des radiations ionisantes, et l'élaboration d'un système d'évaluation de l'efficacité et de l'exactitude des procédures prévues dans les plans.

Ces mesures de protection et de gestion environnementale sont aujourd'hui généralement appliquées par des pays producteurs d'uranium comme le Canada.

## 8.3 MESURES DE PRÉVENTION ET D'ATTÉNUATION

Les sources d'impact environnemental associées à l'excavation de matériaux et à l'accumulation de résidus miniers en surface comprennent les risques d'exposition au rayonnement gamma et l'inhalation de rejets atmosphériques, ainsi que les risques de dispersion de résidus dans l'environnement. Les prochaines sections présentent les mesures de prévention et d'atténuation qui sont appliquées dans les projets miniers canadiens.

### 8.3.1 LA QUALITÉ DE L'AIR

#### 8.3.1.1 PROVENANCE ET COMPOSITION DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES

Comme il a été décrit précédemment, les émissions atmosphériques comprennent :

- le radon libéré dans l'atmosphère à partir du minerai et des résidus;
- le rayonnement gamma provenant des radionucléides présents dans le minerai et dont la quantité dépend de la teneur originale en uranium (si la teneur en uranium est élevée, la teneur en descendants de l'uranium le sera aussi);
- les poussières d'uranium générées par le sautage ou le concassage du minerai, ou par l'érosion éolienne des résidus fins.

#### 8.3.1.2 PRÉVENTION : CONTACT INDIRECT AVEC LES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES

Selon les recommandations du gouvernement fédéral pour les mines de la Saskatchewan (SERM (2), 1997) :

- Les méthodes d'exploitation doivent être conçues afin d'éviter l'exposition directe des mineurs au minerai et à ses poussières.;

- la sécurité des employés dépend du confinement du minerai pendant les étapes du broyage, du transport des boues, du traitement et du dépôt de résidus miniers en surface.

À cet effet, les promoteurs des mines à teneur élevée en uranium, telles que celles de Cigar Lake ou de McArthur River, ont instauré des techniques d'extraction qui permettent un minimum de contact entre les travailleurs et le minerai : des équipements de minage contrôlé à distance sont utilisés, et le minerai est confiné à l'intérieur de conduits blindés souterrains tout au long des différents processus d'extraction, tels que le broyage. L'utilisation de conduits blindés réduit les émissions de rayonnements atmosphériques et de poussières. Ces dernières sont également contrôlées dans les usines de production du *yellowcake* de la Saskatchewan, où des mesures de confinement, des collecteurs de poussière et des agents mouillants (qui réduisent les quantités de poussières dispersées) sont utilisés. Tout matériel potentiellement radioactif est confiné et manipulé dans des pièces où la pression de l'air est négative, de sorte que les transferts d'air s'effectuent de l'extérieur vers l'intérieur, ce qui empêche la dispersion vers l'environnement (GA, 2008). Il convient d'ajouter que le produit final, le *yellowcake*, n'est que très faiblement radioactif puisqu'il ne contient que l'uranium, ses radionucléides descendants ayant été retirés lors du traitement du minerai.

Une autre méthode de confinement couramment utilisée au Canada consiste à recouvrir les sources d'émission d'un volume important de matériaux, comme le sol ou l'eau, ou de les isoler à l'intérieur d'espaces bétonnés, puisque les matériaux denses absorbent le rayonnement gamma.

### 8.3.1.3 PRÉVENTION : VENTILATION DES SITES MINIERES

Des impacts sur la santé des travailleurs liés à la présence de radon et de poussières peuvent également survenir à la suite d'une ventilation souterraine déficiente.

Pour les travailleurs, les mines à ciel ouvert et les exploitations par lixiviation *in situ* diminuent le niveau d'exposition aux radionucléides, puisque la ventilation naturelle est suffisante pour réduire les teneurs en radon à des niveaux acceptables (GA, 2008).

Dans les mines souterraines, particulièrement dans les mines à forte teneur en uranium, l'exposition au radon doit être contrôlée. Une ventilation adéquate permet d'évacuer le radon. Par exemple, les activités volumiques du radon-222 ont été mesurées à plusieurs endroits sur le site de la mine souterraine Midwest, en Saskatchewan, au début des années 1990 (CCSN (6), 2012). Les mesures effectuées aux puits de retour d'air de la mine ont montré des activités volumiques qui s'approchaient de 27 000 Bq/m<sup>3</sup>. Ces dernières sont rapidement diluées par la ventilation naturelle, et des activités volumiques d'environ 32 Bq/m<sup>3</sup> ont été mesurées sur le reste du site, ce qui est comparable à celles mesurées hors site (22 Bq/m<sup>3</sup>). À titre de comparaison, l'activité volumique maximale, au-dessus du bruit de fond, autorisée par la CCSN pour le radon-222, est de 60 Bq/m<sup>3</sup>. Les limites d'exposition recommandées par Santé Canada pour l'exposition au radon dans les habitations canadiennes est de 200 Bq/m<sup>3</sup>, tandis que l'Organisation mondiale de la santé (OMS) recommande une activité volumique maximale de 400 Bq/m<sup>3</sup>. L'écart important entre les teneurs observées à l'aire de ventilation des mines et aux autres lieux du site signifie que les concentrations élevées en radon mesurées aux puits de retour d'air de la mine se dissipent suffisamment dans l'air ambiant pour qu'il soit possible d'estimer que l'exposition des travailleurs et du public au rayonnement est réduite à son minimum.

Au Canada, la réglementation de la CCSN impose l'installation de systèmes de ventilation de sécurité en cas de dysfonctionnement du système de ventilation principal. Les mines souterraines sont par conséquent équipées de puissants ventilateurs qui permettent d'atteindre les niveaux observés dans les mines à ciel ouvert et qui, associés à des procédures d'hygiène industrielle rigoureuses (nettoyage des équipements et uniformes de travail), protègent également les travailleurs d'une exposition aux poussières. Le système de ventilation de la mine souterraine Olympic Dam, en Australie (extraction de minerai à faible teneur en uranium) permet une exposition moyenne de moins de 1 mSv/année pour les travailleurs, tandis que les doses reçues dans les mines de la Saskatchewan (forte teneur en uranium) se situent sous les 2 mSv/année (GA, 2008). À titre de comparaison, la limite annuelle d'exposition pour les travailleurs des centrales nucléaires américaines est de 50 mSv/année, et la dose moyenne reçue par la population en général et par l'équipage d'un avion à la suite de l'exposition au rayonnement ionisant est d'environ 2,4 et 5 mSv/année, respectivement (Sievert, 2013).

Les quatre points suivants sont des exemples de mesures d'atténuation appliquées sur les sites d'extraction minière de l'uranium au Canada pour la réduction des dépôts de poussière et des émissions atmosphériques (CCSN (6), 2012). Il est à noter que certaines de ces mesures d'atténuation peuvent s'appliquer à l'ensemble des installations minières, pas seulement aux activités uranifères :

- Utilisation de techniques de dynamitage contrôlé et surveillance pour assurer la stabilité des parois de la fosse;
- Utilisation de mesures de réduction de la production de poussière;
- Utilisation de systèmes de ventilation conçus pour remplacer l'air évacué, ce qui permet de réguler les concentrations dans l'air en poussières radioactives à période longue et en radon;
- Utilisation d'épurateurs par voie humide (qui maîtrisent les poussières) installés sur diverses cheminées bénéficiant d'un entretien régulier.

Le suivi en continu de la qualité de l'air sous terre fait également partie des mesures d'atténuation valorisées par les promoteurs miniers (Strateco (2), 2009).

Ces mesures de contrôle sont appliquées dans l'ensemble des activités minières.

#### 8.3.1.4 SUIVI ET ÉVOLUTION PRÉVUE DU MILIEU BIOPHYSIQUE

La mesure du bruit de fond radioactif et des activités du radon et des particules en suspension dans l'air, effectuée périodiquement à compter du début des opérations, permet d'en suivre l'évolution tout au long des opérations minières. Pendant l'exploitation, les mesures sont effectuées à la surface des parcs à résidus, à l'entrée des galeries ainsi qu'à différentes stations sur le site et hors site, et ce, de manière périodique.

Le suivi des activités des divers constituants atmosphériques sur les sites miniers permet d'évaluer leur présence en fonction des distances et de déterminer si les produits de filiation du radon, comme le polonium-210, pourraient représenter un impact cumulatif important si des concentrations élevées étaient mesurées. Les poussières radioactives peuvent se déposer par gravité ou sous l'effet de précipitations sur la végétation environnante et, dans

le cas de teneurs élevées, des impacts pourraient toucher les populations régionales qui retirent une partie importante de leur alimentation dans la région.

Le suivi de retombées de radionucléides provenant des poussières en suspension a été effectué sur des lichens présents dans les environs de la mine de Cluff Lake en Saskatchewan (CCSN, 2003). Les analyses ont permis d'évaluer l'activité de différents radionucléides (uranium, thorium-230, radium-226) en fonction de la distance (voir la section 7.5.3.1).

#### 8.3.1.5 CONCENTRATIONS ATMOSPHÉRIQUES DE DIVERS RADIONUCLÉIDES

Les concentrations maximales permises des radionucléides dans l'air, calculées à partir de la dose maximale permise (en plus de celle provenant des sources naturelles et médicales) pour les membres du public (1 mSv/année), sont présentées au tableau 8.1. Ces calculs sont effectués sur la base d'une exposition en continu pendant un an.

À titre de comparaison, les activités volumiques observées sur le site minier de Cluff Lake pendant son exploitation sont données ci-dessous. Pour le radon, des activités volumiques typiques se situant entre 15 et 160 Bq/m<sup>3</sup>, avec une médiane inférieure à 40 Bq/m<sup>3</sup> dans la plupart des stations échantillonnées, ont été mesurées entre 1994 et 2002 (CCSN, 2003). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que les valeurs de référence régionales mesurées dans l'est de la province, une région également riche en ressources uranifères.

La concentration d'uranium de 0,024 µg/m<sup>3</sup> représente la concentration la plus élevée mesurée en 2002 sur l'ensemble du site minier. Cette mesure a été prise à la station positionnée à l'usine de traitement du minerai, et est supérieure aux valeurs mesurées aux autres stations situées en surface à divers endroits sur le site. Elle est relativement plus élevée que les niveaux de référence régionaux de 0,001 µg/m<sup>3</sup> à 0,005 µg/m<sup>3</sup>, mais se situe bien en deçà de la concentration maximale permise (0,56 µg/m<sup>3</sup>, calculée à partir de la dose maximale permise de 1 mSv/année (Strateco, 2009)). Les concentrations de thorium-230, de radium-226, de plomb-210 et de polonium-210 représentent également les concentrations les plus élevées ayant été mesurées sur l'ensemble du site minier.

Les concentrations annuelles moyennes d'uranium dans l'air ont été mesurées dans les environs de l'usine de transformation de minerai d'uranium à Port Hope, en Ontario. Lors d'un suivi effectué dans un diamètre de 2 km de l'usine de transformation en 1997, les concentrations variaient entre < 0,00006 µg/m<sup>3</sup> et 0,076 µg/m<sup>3</sup>. Notons que la diminution des concentrations pendant l'arrêt des opérations en période estivale suggère que la présence de l'uranium dans l'air est associée aux opérations de transformation et non à un effet cumulatif impliquant la remise en suspension de particules de sol comportant de l'uranium (CCME, 2007).

Un regroupement de ministères fédéraux (dont la CCSN et Ressources naturelles Canada) s'est penché sur la problématique de la qualité de l'air ambiant à proximité de sites miniers uranifères et a préparé un rapport d'étude approfondie à partir des données de surveillance recueillies sur les sites Midwest et McClean Lake en Saskatchewan (CCSN (6), 2012). Selon ce document, toutes les mesures des particules totales en suspension (PTS) obtenues sur les sites Midwest et McClean Lake étaient inférieures à la norme annuelle sur la qualité de l'air ambiant publiée par la Saskatchewan (*Saskatchewan Ambient Air Quality Standard*), qui est de 70 µg/m<sup>3</sup>. Les concentrations mesurées de métaux et de radionucléides étaient, quant à elles, représentatives des concentrations de fond.

Tableau 8.1 : Valeurs de référence de la radioactivité atmosphérique calculées et valeurs observées.

Radionucléide	Activités volumiques permises en (mBq/m <sup>3</sup> ) <sup>(a)</sup> (en plus des concentrations de fond)	Activités volumiques les plus élevées <sup>(g)</sup> à Cluff Lake en 2002 (mBq/m <sup>3</sup> ) <sup>(a)</sup>	Concentrations atmosphériques de fond mesurées à divers endroits en Amérique du Nord
Uranium naturel	0,56 µg/m <sup>3</sup> (14 mBq/m <sup>3</sup> )	0,024 µg/m <sup>3</sup>	0,001-0,005 µg/m <sup>3</sup> <sup>(e)</sup>  0,000025-0,0001 µg/m <sup>3</sup> <sup>(d)</sup>
Thorium-230	8,5	~ 0,1	0,0006 <sup>(c)</sup>
Radium-226	13	~ 0,1	0,0006 <sup>(c)</sup>
Radon-222	60 Bq/m <sup>3</sup>	40 Bq/m <sup>3</sup>	5-15 Bq/m <sup>3</sup> <sup>(f)</sup>
Plomb-210	21	2,3	0,1-1 <sup>(c)</sup>
Polonium-210	28	0,6	0,010-0,040 <sup>(c)</sup>
PTS <sup>b</sup>	70 µg/m <sup>3</sup>	10 à 14 µg/m <sup>3</sup>	---

<sup>a</sup> En µg/m<sup>3</sup> pour l'uranium naturel et les PTS; <sup>b</sup> PTS : Particules totales en suspension; <sup>c</sup> Mesurées aux É.-U. (UNSCEAR, 2000); <sup>d</sup> Concentration typique au Canada (CCME 2007); <sup>e</sup> Référence régionale Cluff Lake (CCSN, 2003); <sup>f</sup> OMS, 2009; <sup>g</sup> sauf pour les PTS qui sont des médianes.

Sources des données : UNSCEAR, 2000; CCME, 2007; CCSN, 2003; OMS, 2009.

Le document présente également les activités volumiques du radon mesurées entre 1988 et 1990, à divers endroits sur le site Midwest, incluant aux puits de retour d'air. Aux puits, des activités volumiques se situant entre 7570 et 26 932 Bq/m<sup>3</sup> ont été mesurées. Ces teneurs élevées ne sont guère surprenantes puisque les puits de retour d'air représentent les endroits où l'air enrichi en radon à la suite des travaux d'extraction du minerai, est acheminé à la surface. Les activités volumiques aux autres lieux d'échantillonnage sur le site s'élevaient en moyenne à 32 Bq/m<sup>3</sup> et se sont révélées similaires à celles observées hors site (22 Bq/m<sup>3</sup>), ce qui démontre la dilution rapide des émissions atmosphériques sous l'effet de la ventilation naturelle.

### 8.3.2 LE TRAITEMENT ET LES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX DE REJET

Les eaux naturelles, lorsqu'elles sont contaminées, représentent la principale voie de dissémination des radionucléides dans l'environnement. Toutes les eaux utilisées sur le site sont par conséquent récupérées, échantillonnées et traitées au besoin, de sorte que l'eau de l'effluent respecte les normes applicables. Notons que le Règlement sur les effluents des mines de métaux prescrit des normes de concentration maximales de substances nocives dans des effluents pour divers métaux et solides en suspension, mais seul le radium est présenté en tant que radionucléide (activité volumique moyenne mensuelle maximale permise : 0,37 Bq/L) (MJ (1), 2013).

#### 8.3.2.1 PROVENANCE ET COMPOSITION DES EAUX DE REJET

Les eaux usées sont composées des précipitations recueillies et de l'eau utilisée dans les procédés d'exploitation d'une mine. Elles sont recueillies par exemple après écoulement à la surface du site minier ou percolation dans les haldes de résidus, et comprennent la fraction de l'eau utilisée dans les procédés industriels qui n'est pas réutilisée. Le traitement des effluents sur les sites d'extraction minière dépend de la présence et de la nature des contaminants issus des techniques employées pour l'extraction et la concentration de l'uranium, des

caractéristiques géologiques et biologiques des sols ainsi que des caractéristiques du milieu aquatique récepteur à protéger.

Les contaminants potentiels qui se trouvent dans les effluents sont les radioéléments de la famille de l'uranium-238 ainsi que divers métaux, comme le nickel ou le cuivre, ou des métalloïdes tels que l'arsenic, dont la présence et les concentrations dépendent du type de minerai d'uranium que l'on retrouve dans la région uranifère. Il est à noter que la présence de ces métaux dans les effluents n'est pas spécifique aux exploitations minières uranifères, mais concerne l'ensemble des exploitations minières. Des solides en suspension et des sels dissous, des composés chimiques, tel l'ammoniac, utilisés lors de la concentration de l'uranium, ou des complexes métalliques formés au cours des procédés de neutralisation sont tous des contaminants pouvant être présents dans les effluents (GA, 2008).

### 8.3.2.2 TRAITEMENT DES EAUX DE REJET

Le procédé de traitement des eaux usées dans les mines canadiennes a pour but de diminuer les concentrations de radionucléides, de métaux lourds et d'autres éléments par l'addition de composés chimiques qui vont former, avec les contaminants, des composés solides. Ces derniers précipiteront et pourront être retirés des eaux, notamment par filtration et décantation. Par exemple, le radium et le plomb vont précipiter par l'addition de composés de baryum et de fer, les métaux comme le nickel et le cuivre par l'addition de chaux, les solides en suspension par l'addition de flocculants, et on réduit la toxicité liée à la présence de composés comme l'ammoniac en ajustant le pH. Ces procédés classiques sont utilisés au Canada, entre autres à l'usine de traitement du projet minier de Cigar Lake en Saskatchewan, qui représente le deuxième gisement en uranium à forte teneur en importance (GA, 2008). Les eaux traitées sont recueillies dans un second bassin, et leur qualité est vérifiée avant qu'elles soient rejetées dans l'environnement.

Ce type de procédé augmente toutefois le taux de sels dissous dans les effluents, ce qui constitue un impact environnemental négatif, même s'il est préférable à l'impact causé par la présence de métaux lourds. De plus, il s'agit d'un impact à moyen terme puisque, à l'arrêt des travaux miniers, les concentrations de sels retombent rapidement aux valeurs mesurées avant le début des activités (SERM (2), 1997). L'ajout de certains éléments pourrait toutefois produire des effets plus néfastes sur l'environnement. Par exemple, à concentration élevée et selon la solubilité du composé, le baryum peut provoquer chez les mammifères des effets importants. L'ingestion intentionnelle ou accidentelle de composés solubles de baryum peut entraîner une intoxication aigüe au baryum, ce qui peut causer des convulsions et même la paralysie (CCME, 2013). Le comportement du baryum dans les écosystèmes terrestres et aquatiques a été peu étudié, mais on estime que le baryum se comporte sensiblement comme le strontium dans les sols et les végétaux et que son mécanisme de toxicité est lié à sa capacité de se substituer au calcium (IRSN, 2002; CCME, 2013). La majorité des données de toxicité pour le baryum provient d'études portant sur ses formes solubles, par exemple le chlorure de baryum, alors que la forme la plus commune de baryum dans l'environnement, le sulfate de baryum, est insoluble (CCME, 2013). Lors du traitement des effluents, le chlorure de baryum, soluble, est généralement utilisé pour la précipitation du radium. Une partie du baryum ajouté coprécipite ensuite en milieu sulfurique, avec le sulfate de radium, sous la forme de sulfate de baryum, non soluble.

L'efficacité des procédés de traitement des eaux s'observe par une importante réduction du pourcentage de radionucléides. À titre d'exemple, avant traitement, les effluents de la mine McArthur River (Saskatchewan) contiennent en moyenne 23 Bq/L de radium-226, l'activité volumique maximale permise pour le rejet dans l'environnement étant de 0,37 Bq/L (Règlement sur les effluents des mines de métaux, Gouvernement du Canada). Or, l'activité volumique moyenne observée après traitement des effluents s'élève à 0,063 Bq/L, ce qui est bien au-dessous de la valeur maximale acceptée (GA, 2008).

#### 8.3.2.3 TYPES DE TRAITEMENTS POSSIBLES POUR LES EAUX DE REJET

De nouvelles technologies pour le traitement des effluents de projets miniers d'uranium ont été documentées. Des procédés permettent de diminuer le volume des effluents traités par une réduction du volume d'eau consommé lors des travaux souterrains ainsi que par le recyclage des eaux de traitement.

Ces nouvelles technologies incluent le traitement en zone humide artificielle et l'utilisation de bassins d'évaporation (Vandenhove, 2010). Les zones humides artificielles sont des écosystèmes conçus pour traiter, entre autres, les effluents miniers à l'aide de méthodes biologiques comme la phytoextraction. Le principe de la phytoextraction réside dans l'utilisation de plantes accumulatrices pour l'absorption et la concentration dans leurs parties récoltables (feuilles, racines, etc.) de polluants présents dans le sol, souvent à l'état de trace. Les polluants sont transférés des sols contaminés aux organismes végétaux, ce qui permet la diminution des concentrations de polluants dans les sols lorsque les plantes sont ultérieurement récoltées. Les plantes peuvent ensuite être incinérées et les cendres seront ensuite destinées à certaines applications du secteur de la métallurgie ou alors seront stockées (Hedhli, 2010).

Une étude menée sur trois ans dans une mine allemande a montré que le traitement en zones humides était efficace pour retirer le radium des eaux usées (Vandenhove, 2010). Les bassins d'évaporation permettent quant à eux de réduire le poids et le volume des résidus par évaporation de l'eau, ce qui facilite leur transport et leur traitement. Toutefois, parmi les traitements nouveaux, seule la technologie de l'osmose inverse, un système de filtration très fin qui ne laisse passer que les molécules d'eau et qui ne peut être utilisé que lorsque les teneurs totales en sels dissous et en métaux sont faibles, fait l'objet d'un usage répandu aujourd'hui (GA, 2008). Ces faibles teneurs sont observées par exemple dans les eaux souterraines pompées à partir des puits installés en superficie du site et qui servent au confinement hydraulique du site minier vis-à-vis du reste de l'environnement.

#### 8.3.2.4 LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES ET DE SURFACE

Le traitement des effluents permet de ramener les concentrations de radionucléides et de métaux lourds bien au-dessous des concentrations maximales imposées par les autorités pour la protection du biote aquatique. Des concentrations à l'état de trace subsistent néanmoins, ce qui peut se traduire par l'accumulation de contaminants dans les sédiments (Vandenhove, 2010). Le suivi de la qualité des eaux de surface et souterraines est effectué pendant les opérations minières à des fréquences déterminées dans les programmes de suivis environnementaux élaborés par les promoteurs miniers sous réserve de l'approbation des autorités réglementaires (tel l'exemple de la mine Ranger). Ces programmes permettent d'évaluer les risques environnementaux réels affectant le milieu

récepteur et de mesurer les concentrations de radionucléides dans les organismes vivants comme les poissons et les plantes aquatiques habitant les eaux de proximité, ainsi que dans les sédiments. Au Québec, les résultats de suivis environnementaux réalisés par les sociétés minières sont diffusés annuellement par le MDDEFP.

En France, des contrôles sont assurés par la société Areva sur les anciens sites miniers dont elle était en partie l'exploitante. Des résultats de surveillance sont également publiés par l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). Un site comme La Crouzille, le plus important district uranifère français dont les opérations ont cessé en 1990, fait l'objet d'un suivi mensuel de ses cours d'eau. À titre d'exemple, les concentrations moyennes observées dans des échantillons prélevés en 2006 dans des ruisseaux et des étangs de ce site sont présentés au tableau 8.2 (IRSN, 2006). Les concentrations moyennes observées dans des sédiments et végétaux aquatiques provenant d'un autre ancien site minier (Du Cellier, échantillonné aux deux ans), ainsi que les concentrations de référence pour les effluents et les eaux potables, sont également présentées au tableau 8.2.

Tableau 8.2 : Résultats d'analyses effectuées en 2006 sur les anciens sites miniers français La Crouzille et Du Cellier, et concentrations de référence.

		Radionucléide								Activité alpha globale
		Radium 226	Uranium total	Uranium 238	Uranium 234	Thorium 232	Thorium 230	Plomb 210	Polonium 210	
<b>Site minier La Crouzille</b>	Moyenne inférieure-moyenne supérieure dans les eaux de proximité (Bq/L)	0,038-0,218	---	0,080-0,357	0,082-0,60	---	---	---	---	0,14-0,93 (0,1) <sup>(c)</sup>
<b>Valeurs de référence pour l'eau</b>	Concentration maximale acceptable pour l'eau potable au Canada (Bq/L) <sup>(a)</sup>	0,5 (0,37) <sup>(e)</sup>	20 µg/L (0,02 µg/g)	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	---
	Concentration permise pour l'eau potable selon l'OMS (Bq/L) <sup>(b)</sup>	1	ND	10	1	1	1	0,1	0,1	---
<b>Site minier Du Cellier</b>	Sédiments (Bq/kg sec)	1100	---	7100	7100	110	300	---	---	---
	Végétaux aquatiques (Bq/kg sec)	150	---	650	650	---	6,6	---	---	---
<b>Recommandations nationales pour la qualité des sédiments, valeurs de référence de la CCSN<sup>(d)</sup></b>	Concentration minimale avec effet (Bq/kg)	900	104 µg/g	---	---	---	---	600	800	---
	Concentration à effet grave (Bq/kg)	21 000	5874 µg/g	---	---	---	---	14 400	12 000	---

<sup>a</sup> Santé Canada 2009; <sup>b</sup> Calculée en fonction d'une dose annuelle de 0,1 mSv et d'une consommation journalière de 2 litres d'eau (OMS, 2011);

<sup>c</sup> Activité alpha globale dans les secteurs sous influence minière; <sup>d</sup> CCSN (6) 2012; <sup>e</sup> Règlement sur les effluents des mines de métaux, Gouvernement du Canada (ce règlement prévoit des concentrations maximales de substances nocives dans les effluents pour divers métaux, mais seul le radium y est présenté en tant que radionucléide).

Sources des données : Santé Canada, 2009; OMS, 2011; CCSN (6), 2012.

Le MDDEFP et l'Agence internationale d'énergie atomique recommandent que les eaux de surface et souterraines des sites miniers soient échantillonnées et contrôlées avant le début des opérations afin de mesurer les concentrations de fond de divers éléments, dont les radionucléides, et que la procédure d'analyse soit appliquée tout au long des travaux. Les eaux de surface ou souterraines en contact avec le minerai d'uranium présenteront naturellement des concentrations plus élevées de radionucléides, mais les activités minières peuvent favoriser une augmentation des teneurs en métaux en provoquant l'accélération de divers procédés naturels (oxydoréduction, échanges ioniques ou activité microbienne). Ce suivi de la qualité des eaux naturelles permet également la mise en place d'une banque de données qui sera utilisée par les services de protection afin de prévenir une contamination ou d'en diminuer les impacts à l'intérieur de courts délais (AIEA, 2009). La mine Ranger, en Australie, est un exemple de projet minier où les programmes de gestion de l'eau prévoient l'installation de stations (en surface et souterraines) qui échantillonnent les eaux naturelles en continu (ERA, 2012).

#### 8.3.2.5 ÉVOLUTION PRÉVUE DU MILIEU BIOPHYSIQUE

Des risques d'impacts associés à l'extraction minière de l'uranium sont liés à la présence de radionucléides dans les effluents, mais également à divers processus et travaux mécaniques, en rapport avec la prise ou le rejet d'eau dans l'environnement. Ces processus, qui perturbent l'environnement biophysique, ne sont pas particuliers à l'extraction de l'uranium mais à l'exploitation minière en général. Le rapport d'étude approfondie concernant le site d'exploitation de l'uranium Midwest, en Saskatchewan, décrit les mesures d'atténuation qui doivent être appliquées pour la réduction des impacts sur l'environnement aquatique. Les points suivants en sont des exemples (CCSN (6), 2012) :

- Un plan de compensation de l'habitat du poisson est mis en place pour compenser la disparition de plans d'eau. Un programme de capture et de transfert des poissons est entrepris. Le programme s'inspire des pratiques exemplaires pour réduire au minimum les conséquences aux traversées de cours d'eau et s'assurer que les poissons puissent passer aux endroits requis;
- Les niveaux d'eau et les niveaux de base des nutriments sont surveillés. Au besoin, les volumes d'eau des lacs sont augmentés par l'ajout d'eau obtenue par osmose inverse;
- La prise d'eau est conçue pour empêcher que les poissons ne soient coincés ou que des particules en suspension ne soient entraînées dans l'eau déviée;
- Les activités de construction sont évitées près des traversées de ruisseaux pendant les périodes de fraye ou de migration de poissons au printemps et à l'automne;
- Pour réduire l'érosion au minimum, les travaux à effectuer dans un cours d'eau sont réalisés, lorsque possible, seulement pendant des périodes de faible débit;
- Des mesures de contrôle de l'érosion et des sédiments sont mises en place afin d'empêcher le rejet de sédiments dans les ruisseaux où vivent des poissons;
- Des confinements hydrodynamiques empêchent que des contaminants soient rejetés dans l'environnement pendant l'exploitation de la mine.

### 8.3.2.6 RESTAURATION DES EAUX

Lorsque les eaux réceptrices sont contaminées, si le risque pour l'écosystème ou pour l'humain est élevé, il faut procéder à leur restauration. La restauration des aquifères peut être effectuée à la suite du pompage et du traitement en surface des eaux souterraines. Cette technique est toutefois peu efficace, puisqu'on traite seulement une portion du système contaminé.

Un procédé appelé biorestauration *in situ* (ou bioremédiation) permet la décontamination de milieux pollués au moyen de procédés biologiques qui ont lieu sur le site, ce qui permet de réduire la pression sur l'environnement. Les systèmes biologiques utilisés proviennent de l'activité d'organismes vivants tels les plantes ou les microorganismes (GA, 2008). La rhizofiltration, par exemple, est l'accumulation dans la plante de contaminants présents dans l'eau à la suite de son absorption par les racines. Les polluants sont transférés de l'eau à la plante, qui est par la suite récoltée puis incinérée, et les cendres sont recyclées ou stockées (Hedhli, 2010). Une étude pilote a été menée à l'ancienne usine de préparation d'uranium enrichi (Ashtabula, aux États-Unis) où les eaux contaminées présentaient des concentrations d'uranium variant entre 21 et 874 µg/L. L'étude a montré que des racines de tournesol pouvaient réduire les teneurs en uranium (VI) à des concentrations situées près ou en deçà des concentrations réglementaires (20 µg/L, Agence de protection environnementale des É.-U.) en 24 heures (Dushenkov et coll., 1997).

D'autres technologies de biorestauration ont été testées en laboratoire et sur le terrain et ont montré des taux de réussite élevés (U.S. NRC, 2008). Par exemple, des études ont montré que l'immobilisation de l'uranium par des microorganismes indigènes en présence de molécules organiques simples, comme des acétates (vinaigre dilué) ou de l'éthanol, peut s'effectuer *in situ*. Ces microorganismes présents dans le milieu naturel permettent la précipitation de l'uraninite (UO<sub>2</sub> principalement) par la réduction de l'uranium (VI) en uranium (IV), ce qui résulte en une diminution de la concentration d'uranium dissous dans les eaux souterraines. L'uranium est alors toujours présent dans l'environnement, mais sous une forme qui est non bioassimilable par les organismes vivants. Cette technique de restauration génère moins de résidus miniers que le pompage et le traitement en surface, puisque les radionucléides sont immobilisés *in situ*, ce qui diminue également l'exposition des travailleurs aux résidus miniers. Compte tenu du faible coût associé aux molécules organiques utilisées, cette technique est également beaucoup plus économique que le pompage et le traitement en surface.

Il faut toutefois noter que l'immobilisation à long terme de l'uranium (IV) dépend de plusieurs facteurs et que l'uraninite peut s'oxyder à nouveau en présence d'agents oxydants (oxygène dissous, nitrates, matériaux comportant des atomes de fer ou de manganèse oxydés). La présence de minéraux comme le sulfure de fer (FeS<sub>2</sub>), qui précipite pendant la bioréduction de l'uranium, peut néanmoins contribuer au maintien de l'uranium sous sa forme réduite en ralentissant le processus d'oxydation.

Des barrières perméables réactives peuvent également être instaurées *in situ* dans les aquifères par où transitent les eaux souterraines. Les techniques de dépollution utilisées peuvent être chimiques, biologiques ou physiques : l'eau de la nappe passe à travers une barrière contenant le principe actif de traitement (fer, charbon activé, bactéries, compost, composés chimiques ou argile), et ce dernier retient les radionucléides selon différents

mécanismes de sorption, de réduction, de précipitation ou de transformation biologique ou chimique (Vandenhove, 2010).

Pour la restauration des eaux, le projet minier Beverley (Australie, lixiviation *in situ*) évalue l'utilisation potentielle d'un matériau appelé hydrotalcite, dont les couches intermédiaires, caractérisées par la présence de molécules d'eau et d'anions, lui permettent d'effectuer des échanges électrostatiques. Des expériences sur le terrain ont montré que, à la suite de l'ajout de deux composés, MgO et NaAlO<sub>2</sub> (oxyde de magnésium et aluminat de sodium), l'hydrotalcite se forme et le matériau peut retenir une variété de contaminants, dont l'uranium et certaines terres rares (Douglas et coll., 2012). L'ajout de sodium permet de surcroît la neutralisation du pH (qui est d'environ 2 pendant les opérations) par formation de sulfate de sodium (NaSO<sub>4</sub>), un sel que l'on retrouve naturellement à forte teneur dans l'environnement.

### 8.3.3 LES RÉSIDUS MINIERS ACIDOGÈNES, RADIOACTIFS, À RISQUES ÉLEVÉS

#### 8.3.3.1 PROVENANCE ET COMPOSITION CHIMIQUE DES RÉSIDUS MINIERS

Les impacts environnementaux liés à la présence de résidus d'extraction et de résidus de traitement dépendent de leur composition chimique, du volume de roches excavées et de la méthode de disposition en surface. Rappelons que les résidus d'extraction sont composés de roches qui ne contiennent pas de métaux en concentration suffisante pour être considérés comme du minerai (CCSN (1), 2012). Ces résidus miniers sont excavés pour permettre l'accès au minerai; ils ont généralement peu de potentiel acidogène. Les résidus d'usinage représentent le matériel restant après l'extraction de l'uranium du minerai par des traitements mécaniques et chimiques. Ils peuvent contenir diverses substances telles que des radionucléides et des métaux. Selon diverses études, ils possèdent entre 70 % et 85 % de la radioactivité originale (MEDDE, 2009).

#### 8.3.3.2 GESTION DES RÉSIDUS MINIERS

Les résidus miniers et d'usinage ne sont généralement pas entreposés en surface sans protection, c'est-à-dire au contact de l'oxygène de l'air et des précipitations. Ils sont déposés dans des haldes qui sont équipées de dispositifs de confinement. Une des options de prévention présentée dans un rapport conjoint fédéral-provincial sur des mines d'uranium en Saskatchewan consiste à utiliser les résidus miniers comme matériau de remplissage de fosses d'exploitation abandonnées qui ont été préparées à cet effet (SERM (2), 1997). Ce mode d'entreposage est pratiqué dans des mines d'uranium australiennes (Ranger et Jabiluka). Cette option revêt une importance particulière lorsque les résidus miniers possèdent des teneurs relativement élevées en sulfures de fer, lesquels peuvent produire de l'acide sulfurique lorsqu'ils sont exposés à l'oxygène de l'air et aux précipitations, un processus appelé drainage minier acide (DMA). Les radionucléides et autres métaux lourds sont solubles dans l'acide et peuvent ainsi être transportés dans l'environnement. Par conséquent, le meilleur moyen de réduire le DMA consiste à limiter l'exposition des résidus miniers à l'oxygène, ce qui peut être fait en les déposant dans des excavations souterraines ou sous la couverture de matériaux peu perméables.

Au Canada, les résidus entreposés en surface peuvent contenir des minéraux comme le gypse (un sulfate de calcium) et la jarosite (un sulfate hydraté de fer). Lors du traitement chimique du minerai d'uranium, des processus entraînent la précipitation conjointe de ces composés et du radium contenu dans le minerai et, dans certains cas, des activités massiques de 200 à 3000 Bq par gramme de boue peuvent être observées si les concentrations de radium dans le sol sont élevées. À titre de comparaison, des activités massiques moyennes de 100 à 200 Bq/g sont observées dans les résidus miniers français (MEDDE, 2009). Or, le gypse et la jarosite se solubilisent facilement lors de la percolation de l'eau et, par conséquent, le radium se retrouve rapidement en solution dans les haldes, ce qui facilite sa dispersion potentielle dans l'environnement. Afin de réduire ces risques, des mesures de mitigation sont appliquées, et les haldes de résidus miniers et d'usinage sont jumelées à des bassins de collecte, protégés par des membranes, qui recueillent tous les liquides de percolation ou de ruissèlement (eaux de pluie, eaux de porosité des résidus, etc.). Ces derniers sont ensuite dirigés vers l'usine de traitement.

Une couverture de résidus miniers ou d'argile capable de résister à l'érosion peut être mise en place afin de former un écran peu perméable entre les résidus et l'atmosphère. L'ennoïement des résidus ayant un potentiel de DMA sous une couche d'eau stagnante permet de réduire l'apport d'oxygène, puisque le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau est 100 000 fois plus faible que dans l'air. Dans ce dernier cas, toutefois, la couverture d'eau doit être permanente afin que la protection soit viable à long terme. L'installation de couvertures diminue également l'irradiation externe, ce qui résulte en la diminution du taux de radon et de rayonnement gamma (WNA, 2012).

La radioactivité résiduelle sur les sites miniers est variable d'un site à l'autre et dépend de facteurs comme la composition chimique des sols. Dans certains cas particuliers, cette radioactivité peut s'avérer moins importante que celle mesurée à des endroits qui sont naturellement radioactifs compte tenu de facteurs géologiques ou de paramètres comme l'altitude. À titre de comparaison, le tableau 8.3 présente les débits de dose qui sont mesurés à différents endroits dans le monde ou qui sont reçus par des organismes vivants.

Tableau 8.3 : Exemples de débits de dose.

Débit de dose	
Endroit/contexte	Débit mesuré (µSv/heure)
Site minier Cluff Lake : niveaux naturels d'exposition gamma de référence, dans les zones non affectées par les opérations (1999)	0,01 à 0,5 <sup>(a)</sup>
Bruit de fond planétaire	0,09 <sup>(b)</sup>
Régions granitiques hors de toute influence d'activité minière	0,15 <sup>(c)</sup>
Site minier Cluff Lake : niveaux les plus élevés de radiations gamma, observés à l'aire de gestion des résidus de traitement, près de l'usine de traitement et des aires de stockage des résidus (1999)	≥ 5 <sup>(a)</sup>
Dose naturelle aux pôles terrestres à 12 500 m d'altitude	7,5 <sup>(d)</sup>
Débit mesuré à 1 m d'un patient après l'administration de 0,74 GBq <sup>99m</sup> Tc	10 <sup>(e)</sup>
Dose naturelle aux pôles terrestres à 18 000 m d'altitude	20 <sup>(d)</sup>
Sables des plages de la station balnéaire de Guarapari (Brésil)	20 <sup>(h)</sup>
Seuil au-dessus duquel il faut protéger l'environnement pour les animaux terrestres	42 <sup>(f)</sup>
Dose mesurée en avril 2011, à 1,5 km de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi	112 <sup>(g)</sup>
Seuil au-dessus duquel il faut protéger l'environnement pour les animaux aquatiques et les plantes terrestres	400 <sup>(f)</sup>

<sup>a</sup> CCSN, 2003; <sup>b</sup> IRSN, 2011; <sup>c</sup> IRSN, 2009; <sup>d</sup> ref; <sup>e</sup> UNSCEAR, 2000; <sup>f</sup> DOE, 2002; <sup>g</sup> Nuclear Regulatory Authority, Japon, 2011; <sup>h</sup> ULB, 2009.

### 8.3.3.3 MESURES D'ATTÉNUATION VISANT À PRÉVENIR LA CONTAMINATION PAR LES RÉSIDUS MINIERS

Les sociétés minières effectuent des analyses de terrain avant le début des opérations, afin de caractériser l'environnement biophysique du site, dont la composition chimique des sols. Ces analyses permettent de choisir les techniques appropriées d'extraction et de concentration de l'uranium. Comme la caractérisation des sites hydrologiques, la caractérisation des minéraux, des roches et des types de sols permet de mesurer les teneurs de fond des radionucléides sur le site minier. Un suivi permet la construction d'une banque de données qui sera utilisée pour l'évaluation et la prévention des risques d'impacts environnementaux (ERA, 2012). La réglementation fédérale et provinciale sur les mines d'uranium en Saskatchewan indique que, sur l'ensemble des territoires miniers du nord de la Saskatchewan, le suivi des déchets et des résidus miniers doit être effectué en continu, dès le début des travaux et jusqu'à plusieurs années après la fin des opérations. La performance des procédés d'enfouissement des résidus ne peut être confirmée que plusieurs dizaines d'années après les opérations d'enfouissement, lorsque les mesures environnementales démontrent que les résidus restent confinés et que la dispersion des radionucléides est très faible. La réglementation des gouvernements fédéral et saskatchewanais impose donc des contrôles continus sur les sites miniers déclassés, contrôles qui incluent l'application de nouvelles mesures de disposition des résidus miniers en cas drainage minier acide.

Les points suivants sont des exemples de mesures d'atténuation et de suivi, en lien avec la réduction des impacts sur l'environnement géologique et hydrogéologique, rapportés dans le rapport d'étude approfondie sur le site minier Midwest en Saskatchewan (CCSN (6), 2012) :

- Le prélèvement d'échantillons de résidus miniers générés par l'aménagement de fosses est effectué;
- Le stock de minerai est entouré d'un fossé servant à recueillir les eaux de ruissèlement; le fossé est revêtu d'une toile imperméable;
- Un confinement hydrodynamique est utilisé afin d'empêcher que des contaminants soient libérés dans l'environnement pendant l'exploitation de la mine;
- Des puits d'exhaure sont installés afin de bloquer l'eau souterraine avant qu'elle n'entre en contact avec l'eau interstitielle des résidus miniers;
- Des réactifs peuvent être ajoutés aux résidus miniers afin de réduire les concentrations des contaminants persistants;
- Les contrôles et échantillonnages sont effectués en continu afin que les concentrations demeurent le plus près possible des concentrations naturelles.

#### 8.3.3.4 RESTAURATION: EXEMPLES DE SITES

La restauration de sols miniers peut s'effectuer selon diverses méthodes, dépendant de facteurs comme le type de mine (souterraine ou à ciel ouvert), le volume de résidus produits ou l'endroit où ils seront enfouis. Par exemple, lors de la restauration d'un ancien territoire minier au Colorado, les résidus ont été disposés à l'intérieur de cavités souterraines construites à partir de roches possédant une faible perméabilité et de matériaux naturels résistant à l'érosion aquatique et géologique. Une fois remplies, les cavités ont été scellées à l'aide de couches de roches résistantes à l'érosion (CDPHE, 2001).

Lorsque les travaux de réaménagement sont complétés, les autorités gouvernementales, comme la CCSN au Canada, déterminent si le site peut être déclassé. Dans le nord-ouest de la Saskatchewan, le site minier de Cluff Lake a été exploité par Areva Resources Canada pendant plus de 20 ans, jusqu'à sa fermeture en 2002 à la suite de l'épuisement des réserves. Le site comprenait trois mines à ciel ouvert, deux mines souterraines, une usine de concentration et une installation de gestion des résidus. Le plan de réaménagement a été élaboré au début des travaux miniers, et la restauration s'est terminée en 2006, après revégétalisation et sécurisation du site. La CCSN a déclassé le projet minier en 2003 et conclu que le déclassement n'aurait pas d'effets néfastes importants sur l'environnement, sauf une certaine dégradation de la qualité des eaux souterraines dans les zones minières (CCSN, 2003). En effet, des concentrations de radionucléides ayant des activités plus élevées que les valeurs de référence ont été mesurées à certaines stations souterraines (tableau 8.1), mais la CCSN conclut que les effets environnementaux sur les eaux souterraines peuvent être classés comme étant non significatifs.

Un processus de surveillance et de suivi environnemental a été instauré sur l'ancien site minier en vertu des réglementations provinciales et fédérales (Areva (3), 2013; GA, 2008). Un rapport de la CCSN publié en 2009 présente l'information sur les doses reçues à l'exploitation de Cluff Lake de 2001 à 2007. Cette information est représentée à la figure 8.1, construite à partir de données graphiques présentées par la CCSN. Le graphique montre

que les doses moyennes reçues à la suite de l'exposition aux poussières radioactives et au radon diminuent radicalement après l'arrêt des opérations minières (2002), pour devenir négligeables à partir de 2006.

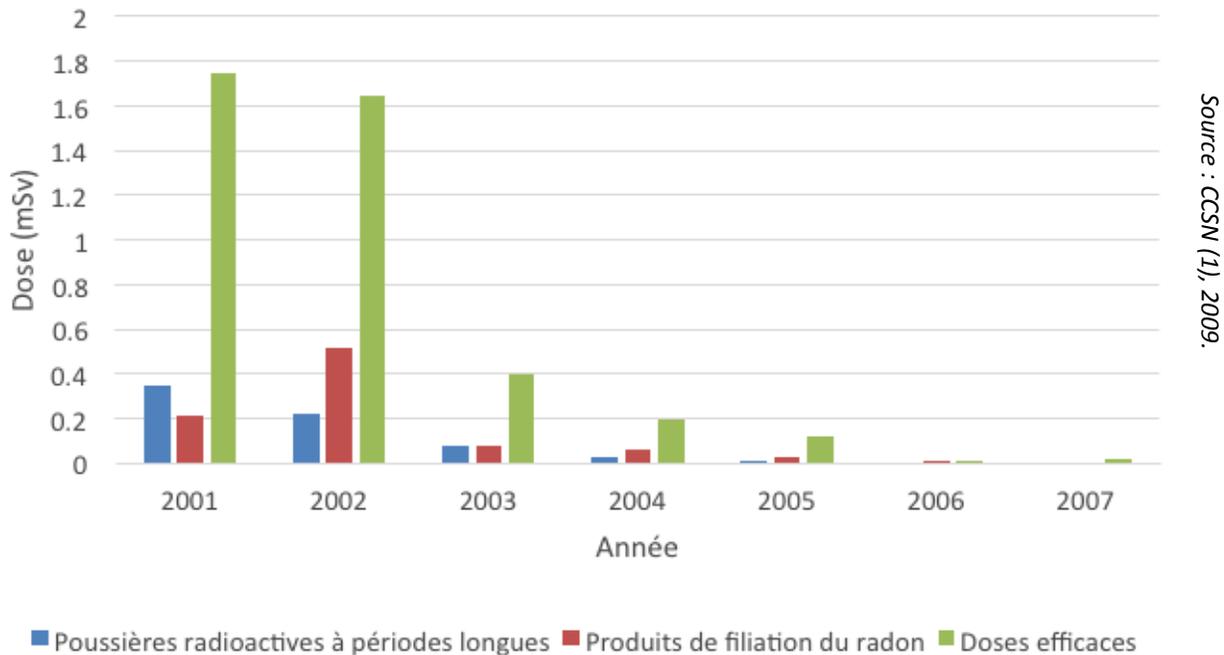


Figure 8.1 : Tendence des doses moyennes reçues à l'exploitation de Cluff Lake.

La restauration d'anciens sites d'exploitation et de traitement du minerai d'uranium dans la région d'Elliot Lake, dans le nord de l'Ontario, a également été effectuée. Ces sites étaient en exploitation à partir des années 1950, alors que les réglementations environnementales étaient très différentes des normes appliquées aujourd'hui. Par conséquent, des dommages importants ont été causés à l'environnement, ce qui a été observé notamment par la présence de radionucléides provenant de la chaîne de désintégration de l'uranium naturel (dont l'uranium-238, le plomb-210 et le polonium-210) dans des sédiments, des poissons et des eaux provenant de lacs situés à proximité des anciens sites miniers, à des niveaux supérieurs à ceux observés dans des lacs de contrôle (voir la section 7.5.2). Depuis la fermeture de la dernière mine d'uranium en 1996, des projets de déclassement et de restauration ont été entrepris (les travaux de déclassement, réalisés par les entreprises Rio Algom et Denison Mines Inc., ont commencé en 1992), et la CCSN exerce une surveillance sur l'entretien et la performance environnementale des sites (CCSN (7), 2012) :

- elle examine les données mensuelles sur la qualité de l'eau;
- elle examine les rapports annuels et les rapports sur l'état de l'environnement produits tous les cinq ans;
- ses inspecteurs visitent les sites périodiquement et accordent une attention particulière aux installations de traitement des eaux ainsi qu'aux activités de maintenance terminées, en cours ou proposées;
- elle vérifie qu'un examen de tout le travail géotechnique est réalisé tous les sept ans par un tiers, tel que recommandé par l'Association canadienne des barrages;

- elle vérifie les résultats des programmes de radioprotection et d'information du public ainsi que l'adéquation des garanties financières en place, qui font l'objet d'un examen réglementaire minutieux continu.

Les anciens sites miniers d'uranium ont été remis en état, et la CCSN rapporte que la qualité de l'environnement s'améliore de façon constante. Le programme de surveillance mis en place par la CCSN permet de constater que les rejets actuels de radionucléides dans l'environnement sont aujourd'hui très faibles. La CCSN rapporte également qu'en dehors des zones d'impacts visées par les permis d'exploitation, les impacts mesurables sont négligeables.

La restauration des anciens sites miniers ne permet pas toujours, compte tenu des limites technologiques, de facteurs économiques ou de risques de dommage, environnementaux collatéraux, de réduire les concentrations résiduelles en radionucléides aux concentrations de fond mesurées avant le début des opérations. Plusieurs documents rapportent que les anciens sites miniers doivent par conséquent être tenus sous le contrôle des autorités et qu'une surveillance environnementale des territoires miniers réhabilités doit être maintenue sur une période indéfinie.

Il est à noter que la restauration progressive du site durant les activités minières réduit la somme des coûts associés aux mesures de restauration. Les anciens sites miniers doivent être perçus comme des territoires qui seront éventuellement réutilisés et non comme des terrains qui devront être entretenus par les générations futures (Waggitt, 2011). C'est dans cet esprit de développement durable que d'anciens sites miniers uranifères sont aujourd'hui réutilisés.

#### Énergie solaire - États-Unis (Waggitt, 2011)

Dans la région de Rifle (Colorado), un ancien site d'extraction d'uranium été réhabilité en 1996. Puisque le site a été classé dans la catégorie des sites contaminés, un programme à long terme de surveillance environnementale a été instauré pour l'ensemble des 22 ha du site (dont 13 ha contenaient des résidus miniers). Le conseil de ville a choisi en 2004 de réutiliser une partie du site et d'y implanter une usine de traitement d'eau. Afin d'alimenter en énergie la station de traitement, des cellules photovoltaïques ont été installées sur 4,8 ha. L'usine de traitement d'eau est aujourd'hui en fonction et autosuffisante pour 60 % de son électricité.

#### Énergie solaire - France (Areva)

L'ancien site d'exploitation d'uranium de l'Ecarpière (fin des opérations : 1991), a été complètement réaménagé entre 1989 et 1996. Certifié ISO 14001, il se trouve aujourd'hui sous surveillance, c'est-à-dire qu'une équipe de la société AREVA y est responsable de la surveillance environnementale et du traitement des eaux. En 2011, AREVA et une société spécialisée dans les énergies renouvelables ont signé une entente pour l'installation d'un parc photovoltaïque sur l'ancien site minier. Les milliers de panneaux solaires installés pourront alimenter en énergie verte une commune de 3500 habitants.

Terrain de golf (Waggitt, 2011)

Des piles de résidus miniers en Allemagne ont été refaçonnées et transformées en terrain de golf. L'opération a nécessité d'importants investissements, et des analyses de risques approfondies se sont étendues sur plusieurs années. L'idée originale, provenant d'un groupe local de golfeurs, remonte à 1997; puis, le site de 86 ha fut acquis en 2004, et les études de risques furent réalisées en 2007. En 2009, un parcours de neuf trous (Schlema Golf Club) accueillait les golfeurs.

### 8.3.4 PRÉSENCE D'AUTRES PRODUITS CHIMIQUES SUR LES SITES MINIERS

Les usines d'extraction et de concentration de l'uranium représentent des sources d'émissions atmosphériques, ces émissions étant entre autres composées de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), de particules en suspension (dont il a été question dans les chapitres précédents) ou d'oxydes d'azote. Des matières dangereuses comme divers carburants sont également présentes et entreposées sur les sites miniers. L'émission de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote et l'utilisation de produits chimiques divers ne sont toutefois pas particuliers à l'extraction uranifère : leur présence est observée sur tous les types de sites miniers.

Des systèmes de réduction des émissions atmosphériques sont mis en place dans les établissements miniers comme ceux de McClean Lake ou du gisement Midwest en Saskatchewan. Sur le site du projet minier de McClean Lake, les mesures effectuées depuis 1999 montrent que la concentration annuelle moyenne en SO<sub>2</sub> la plus faible est de 0,79 µg/m<sup>3</sup> (2004), et que la plus élevée est de 11,5 µg/m<sup>3</sup> (1999). La norme provinciale est fixée à 26,2 µg/m<sup>3</sup>. Les concentrations mesurées à proximité du site Midwest sont comparables aux données régionales et représentatives des valeurs de fond. La concentration annuelle maximale souhaitable en SO<sub>2</sub> établie par le gouvernement saskatchewanais est de 30 µg/m<sup>3</sup>, alors que la concentration annuelle maximale acceptable est de 60 µg/m<sup>3</sup> (CCSN (6), 2012).

La présence d'oxydes d'azote (NOx) peut également être observée sur le site. Ces oxydes sont principalement émis par les moteurs à carburant diesel, mais peuvent aussi provenir de l'utilisation d'ammoniac lors de la concentration de l'uranium. Toutefois, la réduction catalytique d'oxydes d'azote en azote moléculaire (N<sub>2</sub>, une molécule non toxique et naturellement présente dans l'air) et en eau, une mesure de contrôle efficace des NOx, est appliquée dans le secteur minier au Canada (Santé Canada, 2004), de sorte que les teneurs observées en NOx sont faibles (GA, 2008).

De nombreuses matières dangereuses, dont des carburants et divers réactifs (explosifs, gaz comprimés, liquides et solides inflammables, oxydants, substances toxiques et corrosives), sont entreposées sur les sites miniers. Cependant, elles sont disposées de sorte qu'elles ne peuvent entrer en contact direct avec l'environnement dans des conditions normales d'exploitation, compte tenu de leur confinement (CCSN (6), 2012). L'entreposage des matières dangereuses résiduelles et leur gestion sont encadrés par le Règlement sur les matières dangereuses (R.L.R.Q., chapitre Q-2, r. 32).

### 8.3.5 RISQUES D'IMPACTS CHEZ LES POPULATIONS ET LES ORGANISMES EXPOSÉS

Les effets potentiels sur la santé des populations exposées dans le cadre de l'exploitation de mines d'uranium ne diffèrent guère des effets découlant de l'exploitation d'autres types de mines. Les effets communs aux deux types d'exploitation comprennent les risques associés à une contamination des eaux par divers métaux toxiques ou par la présence de particules en suspension qui peuvent être inhalées par les mineurs et les populations environnantes. Les risques pour la santé qui sont propres à l'exploitation des mines d'uranium sont liés à la présence du rayonnement ionisant en provenance du minerai d'uranium et de ses descendants, ainsi que du radon gazeux et de ses produits de filiation (Santé Canada, 2004).

#### 8.3.5.1 LES DOSES RADIOLOGIQUES SUSCEPTIBLES D'ÊTRE REÇUES PAR LES TRAVAILLEURS

L'exposition au rayonnement ionisant comporte un risque de dommage biologique. Bien que le risque lié au rayonnement naturel soit minime pour la population en général, il devient plus élevé dans certains secteurs de l'industrie, par exemple dans le secteur des mines où les travailleurs sont exposés à un rayonnement naturel augmenté ou dans le secteur médical ou industriel où des employés peuvent être exposés au rayonnement artificiel. Par conséquent, des doses maximales d'exposition aux rayonnements ionisants, excluant la radioactivité naturelle ou de source médicale (lorsqu'il s'agit d'un traitement personnalisé), ont été établies par la CCSN. La limite de dose canadienne actuelle pour l'exposition au rayonnement ionisant excluant la radioactivité naturelle ou de source médicale est de 1 mSv/année pour le public et de 100 mSv sur 5 ans, avec un maximum de 50 mSv sur un an, pour les travailleurs du secteur de l'uranium (Santé Canada, 2008).

Aujourd'hui, les travailleurs du secteur minier sont exposés à des teneurs qui sont bien au-dessous de ces limites légales. Par exemple, les travailleurs de la mine Olympic Dam, en Australie (extraction d'uranium à faible teneur), reçoivent une dose moyenne inférieure à 1 mSv/année, et les doses reçues par l'ensemble des travailleurs des mines de la Saskatchewan (forte teneur en uranium) se situent sous les 2 mSv/année (GA, 2008). La CCSN rapporte que le total des doses de rayonnement reçues par les travailleurs des mines d'uranium est en moyenne de 0,5 mSv/année. En 2011, la dose annuelle moyenne reçue par l'ensemble des travailleurs du secteur minier de l'uranium en Saskatchewan, incluant les entrepreneurs, était d'environ 0,72 mSv, ce qui représente 0,72 % de la dose annuelle moyenne permise sur 5 ans (100 mSv). Les doses reçues par les employés étaient toutes sous cette limite, la dose maximale annuelle enregistrée étant de 10,75 mSv (cette dose représente 21,5 % de la dose maximale permise dans une année, soit 50 mSv) (SMA(2), 2013). Il est à noter cependant que la catégorie d'emploi et le type d'installation minière (souterraine ou à ciel ouvert), influera sur la dose moyenne reçue (voir le tableau 8.4) par les travailleurs miniers.

À des fins de comparaison, le tableau 8.4 présente les moyennes de doses annuelles reçues par les travailleurs de différents secteurs pour l'année 2008 au Canada (Santé Canada (2), 2008).

Tableau 8.4 : Classification des doses annuelles par catégorie d'emploi pour tout le Canada.

Catégorie d'emploi	Dose moyenne annuelle (mSv)
Personnel de bureau	0,04
Hygiéniste dentaire	0,01
Radiologiste industriel	2,06
Technicien en médecine nucléaire	1,60
Mine d'uranium : mineur souterrain	2,43
Mine d'uranium : mineur sur terre	0,37
Mine d'uranium : infirmière	0,13

Source : Santé Canada (2), 2008.

À titre d'information, le tableau 8.5 présente les effets associés à diverses doses, selon la période d'exposition.

Tableau 8.5 : Caractérisation de diverses doses de radiations reçues selon la période d'exposition.

Dose (millisievert, mSv)	Période d'exposition	Observations
10 000	Courte	Effets immédiats sur la santé, mort à court terme
2000- 10 000	Courte	Effets immédiats importants sur la santé
1000	Longue	5 % d'incidence supplémentaire de cancer
1000	Courte	Nausées, diminution des globules blancs
50	Par an	Dose la plus faible pouvant causer un cancer
20	Moyenne par an sur 5 ans	Limite supérieure tolérée pour les travailleurs de l'industrie nucléaire et des mines d'uranium
2 – 3	Par an	Bruit de fond moyen en Amérique du Nord (incluant le radon)
2	Par an	Causée par le radon dans l'air en Amérique du Nord (cette valeur est incluse dans le bruit de fond ci-dessus)
1- 10	Par an	Bruit de fond naturel dans le monde entier
1	Par an	Dose reçue par une personne passant 90 % de son temps dans une maison où il y a 50 Bq/m <sup>3</sup> de radon
0,3 – 0,6	Par an	Sources artificielles, surtout dans les applications médicales
0,2	Par an	Dose moyenne due au radon extérieur
0,05	Par an	Limite visée au périmètre des centrales nucléaires
0,001 – 0,1	Par an	Sources industrielles et minières

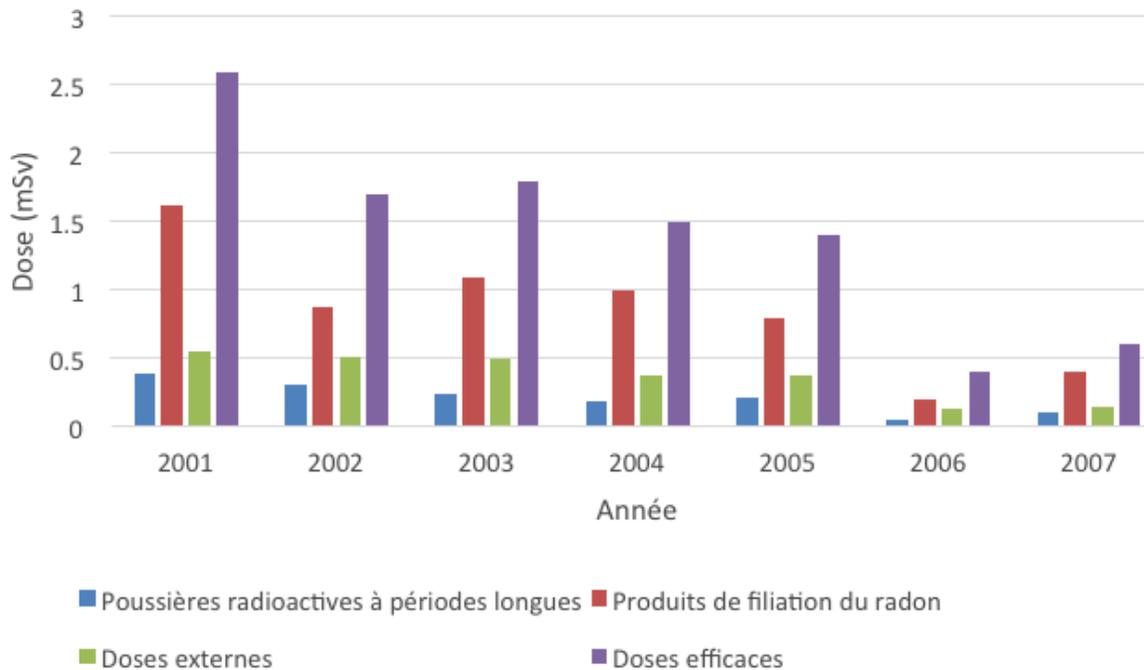
Source : BAPE, 2002.

Les doses reçues par les travailleurs proviennent entre autres du radon et de ses produits de désintégration. Les faibles niveaux d'exposition observés aujourd'hui résultent des efforts de réduction des risques, faits selon le principe ALARA (en anglais pour *As Low As Reasonably Achievable* : au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre). Or, ce type de mesures n'a pas toujours été mis en place pour assurer la protection des travailleurs. Une étude portant sur 17 660 travailleurs des mines d'uranium d'Eldorado, qui ont travaillé sur les sites miniers de Port Radium (Territoires du Nord-Ouest) et de Beaverlodge (Saskatchewan), ainsi qu'aux installations de Port Hope (Ontario) entre 1932 et 1980, a été réalisée par la CCSN (CCSN(2), 2012). L'étude rapporte qu'en général, à l'exception des cas observés de cancer du poumon (voir plus bas), les employés chargés de l'extraction et du traitement de l'uranium étaient en aussi bonne santé que l'ensemble de la population masculine canadienne. On a même observé une réduction du risque de certains cancers et du taux de mortalité due à des maladies comme la cardiopathie. Ce phénomène pourrait s'expliquer par « l'effet du travailleur sain » comme le rapporte la CCSN (le métier de mineur exige une bonne santé, une bonne condition physique et beaucoup de résistance (Emploi-Québec, 2013)). Par contre, l'étude montre que les taux de cancer du poumon et de mortalité qui y sont liés étaient de beaucoup plus élevés chez les travailleurs des mines d'uranium que dans le reste de la population et étaient attribuables à la mauvaise ventilation des mines et à l'inexistence de programmes de protection contre le rayonnement.

Il convient toutefois de noter que, pour cette étude, aucune donnée sur le tabagisme au sein de la cohorte n'était disponible. Le tabagisme est responsable de plus de 85 % des cas de cancer du poumon au Canada. L'exposition au radon et à ses produits de désintégration est la principale cause de cancer du poumon chez les non-fumeurs, mais ce risque est accru chez les fumeurs. Il est donc important de tenir compte du tabagisme lors de l'interprétation des résultats de telles recherches (CCSN(2), 2012).

La mise en place de réglementations et de mesures en radioprotection a permis, graduellement, la diminution des taux d'exposition. Par exemple, l'exposition au radon des travailleurs canadiens est passée de plus de 400 unités alpha-mois (400 UAM) au début des années 1940, à une exposition moyenne d'environ la moitié d'une (1) unité alpha-mois (0,5 UAM) par an en 1970 (CCSN, 2010). L'unité alpha-mois est parfois utilisée pour des expositions qui résultent de l'inhalation d'air comportant des particules alpha. Une (1) unité alpha-mois reçue annuellement équivaut à 5 mSv par an, si l'on suppose 2000 heures de travail par année.

L'exposition continue à diminuer. Le figure 8.2, construite à partir de données graphiques présentées par la CCSN en 2009 (et qui représente ici des approximations), montre les diverses doses reçues par les travailleurs sur le site de McClean Lake, en Saskatchewan, entre 2001 et 2007 et la tendance des doses à diminuer légèrement d'année en année.



Source : CCSN (1), 2009.

Figure 8.2 : Tendence des doses moyennes reçues à l'exploitation de McClean Lake.

Les mineurs d'aujourd'hui sont donc exposés à de faibles taux de radon. Des facteurs importants comme le temps d'exposition et la diminution du débit de dose réduisent le risque d'apparition du cancer du poumon. La CCSN rapporte qu'environ 24 000 personnes seront employées pour différentes périodes dans les mines de la Saskatchewan d'ici à 2030. De ce nombre, selon les probabilités, 142 mineurs risquent de développer un cancer du poumon (CCSN, 2010). Selon la CCSN, sur les 142 mineurs, 141 mineurs risquent de développer un cancer du poumon en raison de l'usage du tabac, et un (1) mineur pourrait développer un cancer du poumon par exposition au radon en milieu de travail.

À titre de comparaison, la Société canadienne du cancer rapporte qu'au Canada, en 2013, environ 60 hommes sur 100 000 auront développé un cancer du poumon, ce qui équivaut à environ 14 hommes sur 24 000 (SCC, 2013).

### 8.3.5.2 MESURES DE PRÉVENTION POUR LA SANTÉ DES TRAVAILLEURS

Comme nous l'avons mentionné plus haut, les méthodes de protection des travailleurs des mines d'uranium sont les mêmes que celles utilisées dans l'ensemble de l'industrie minière (protection contre l'exposition aux métaux lourds ou aux poussières, par exemple), mais on prévoit une protection supplémentaire contre les rayonnements ionisants. Les programmes de gestion de la radioactivité incluent les suivis et la surveillance de l'exposition des travailleurs à ces rayonnements.

Divers équipements de blindage qui permettent de limiter au minimum l'exposition aux rayonnements ionisants sont utilisés par les employés du secteur minier. La protection contre le rayonnement alpha est minimale puisque ce type de rayonnement est arrêté par une simple feuille de papier, mais le rayonnement bêta nécessite des

matériaux de protection tels qu'une feuille de contreplaqué, d'aluminium ou de verre. Le danger d'une exposition à ces radiations est donc lié au risque d'inhalation ou d'ingestion, le rayonnement alpha étant le plus néfaste pour la santé lorsque des éléments émetteurs alpha sont incorporés à l'intérieur de l'organisme. Le rayonnement gamma est quant à lui très pénétrant, et des formes de blindage plus importantes, comme de fortes épaisseurs de béton ou de plomb, sont nécessaires.

En Saskatchewan, les règlements en vigueur prévoient le port du dosimètre pour chaque travailleur (SMA(2), 2013). Le dosimètre est un instrument de mesure qui permet l'enregistrement et le calcul de la somme des doses radioactives reçues résultant de l'irradiation externe. Les dosimètres sont soumis à la surveillance d'agences indépendantes qui transmettent les résultats à Santé Canada (SMA(2), 2013). Ce dernier conserve un registre central, dont le contenu est accessible aux travailleurs et à la Commission canadienne de sécurité nucléaire. Des employés de la CCSN procèdent d'ailleurs à des inspections et évaluent les programmes destinés à la radioprotection des travailleurs (CCSN (3), 2012). D'autres dosimètres peuvent être portés en plus des dosimètres de base dans des cas où le niveau de radiation en temps réel doit également être connu. De plus, des espaces de travail peuvent être équipés d'appareils permettant de mesurer le niveau de radiation ambiante.

Des rapports gouvernementaux indiquent que le contrôle de l'exposition des travailleurs aux rayonnements ionisants passe également par la décontamination rapide des déversements, par l'entretien rigoureux des systèmes de ventilation souterrains, ainsi que par la réduction au minimum de la période d'exposition des travailleurs au minerai (SERM (2), 1997).

Le temps d'exposition est d'ailleurs un des facteurs importants du principe ALARA. Lié au principe de précaution dans le domaine de la toxicologie et de la radioprotection lorsqu'il y a une incertitude sur la relation « dose-effet » d'un élément potentiellement préoccupant, ce principe suggère qu'une dose absorbée peut être réduite par la diminution du temps d'exposition à la source de radiation. Il implique qu'il n'est pas permis pour un promoteur d'utiliser une approche donnée lorsqu'une approche plus sécuritaire est possible, même si dans le premier cas les limites de doses ne seraient pas dépassées.

Aujourd'hui, les mines d'uranium appliquent donc des programmes de radioprotection, des limites réglementaires et des programmes se conformant au principe ALARA, et ce sont les compagnies qui doivent prouver, à l'avance, que leurs activités minières ne menaceront ni la sécurité des humains ni celle de l'environnement. La CCSN, qui inspecte et contrôle les doses absorbées dans les secteurs miniers, conclut que les doses sont bien en deçà des limites réglementaires et que le risque que présentent les travailleurs de l'uranium de développer un cancer du poumon est comparable à celui de la population en général (CCSN (3), 2012).

### 8.3.5.3 LES TRAVAILLEURS AU STADE DE L'EXPLORATION MINÉRALE

Au stade de l'exploration minérale, les travailleurs peuvent être exposés de manière intermittente à des niveaux de radiation qui sont bas en comparaison des niveaux observés lors de l'étape de l'exploitation minière. Le tableau 8.6 présente les limites de doses et les étapes à suivre selon le niveau de rayonnement durant l'exploration minérale pour l'uranium.

Tableau 8.6 : Seuils d'intervention pour les contrôles de la radioprotection (cpm = coups par minute; DEP = dosimètres électroniques personnels; DTL = dosimètres thermoluminescents).

Paramètre surveillé	Seuil d'intervention	Action
Taux de dose de rayonnement à 1 m	1 $\mu\text{Sv/h}$ (10 $\mu\text{Sv/h}$ au contact)	Déclenchement des contrôles de radioprotection
	10 $\mu\text{Sv/h}$	Restriction de temps
Dose quotidienne mesurée à l'aide d'un DEP	10 $\mu\text{Sv}$	Révision, restriction de temps
Taux de dose trimestrielle mesurée à l'aide d'un DTL	100 $\mu\text{Sv}$	Enquête, restriction de temps
Lecture de contaminamètre	> 300 cpm	Vérification par frottis
	100 cpm au-dessus du niveau naturel	Décontamination

Source : e3 Plus, 2009.

Pour la surveillance des paramètres, des dosimètres sont utilisés. La mesure de la dose quotidienne à l'aide d'un dosimètre électronique personnel (DEP) vise à informer le travailleur de la dose reçue pendant la période de travail, et ce, en temps réel. La lecture des niveaux de radiation sur un écran ainsi que des alarmes sonores et visuelles permettent l'application en continu du principe ALARA, c'est-à-dire qu'elles permettent au travailleur de contrôler et diminuer son temps d'exposition. Le dosimètre se présente sous la forme d'un boîtier électronique avec afficheur.

Les dosimètres thermoluminescents (DTL) sont également utilisés pour des seuils d'intervention plus élevés. Ils peuvent être portés à différentes extrémités du corps, par exemple aux bras, aux jambes ou aux doigts sous forme de bagues, et sont destinés à mesurer les doses équivalentes individuelles reçues par les extrémités qui sont les plus exposées aux rayonnements ionisants. La dose est déterminée par la production de lumière à la suite du chauffage du dosimètre, cette impulsion étant proportionnelle à la dose de rayonnement reçue.

Des contaminamètres sont utilisés pour la mesure de la contamination radioactive d'endroits ou de surfaces de travail. Ce sont des équipements performants et portatifs qui permettent la mesure d'une contamination alpha, bêta ou gamma. Les contaminamètres mesurent les coups par minutes (cpm), c'est-à-dire le nombre de désintégrations radioactives (coups) par unité de temps (minute). Lorsque le signal est supérieur à 300 cpm, par exemple, une vérification par frottis doit être effectuée. Cette technique consiste à frotter une surface potentiellement contaminée avec un papier fin mouillé qui sera analysé à l'aide d'appareils de mesure permettant d'identifier la contamination. Lorsque la contamination est confirmée, une décontamination est effectuée.

Le tableau 8.7 donne des exemples de précautions à prendre durant les différents stades de l'exploration.

*Tableau 8.7 : Précautions à prendre, à chaque étape de l'exploration minérale pour l'uranium, afin d'éviter la contamination des travailleurs et de l'environnement.*

Activité	Précautions (e3 plus)	Exigences supplémentaires de la Saskatchewan
Demande de permis d'exploration		<ul style="list-style-type: none"> <li>- L'exploration pour l'uranium doit faire l'objet d'une demande soumise à un spécialiste en protection écologique au ministère de l'Environnement, et cette demande doit inclure la vérification par la Direction des ressources patrimoniales et une carte du Centre de données sur la conservation.</li> </ul>
Échantillonnage	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les travailleurs doivent être formés, avoir obtenu une attestation de formation conformément au Règlement sur le TMD pour la classe 7 de SIMDUT (Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail) ou effectuer ces activités en présence et sous la supervision d'une personne formée</li> <li>- Les travailleurs doivent porter leur DTL sous leur manteau pendant le travail</li> <li>- Les travailleurs doivent porter des gants, des lunettes de sécurité et un masque contre la poussière</li> <li>- Les travailleurs doivent enlever leurs gants de travail avant de manger ou de fumer</li> <li>- Les zones où le rayonnement est supérieur à 1 µSv/h à 1m doivent être marquées</li> <li>- Les échantillons doivent être placés dans des sacs de plastique</li> <li>- Les travailleurs doivent vérifier leurs mains, la semelle de leurs souliers et leurs vêtements à l'aide d'un contaminamètre avant de monter dans un véhicule</li> <li>- Les sacs doivent être entreposés à une distance d'au moins 1 m du personnel</li> <li>- Les vêtements et équipements de terrain doivent être gardés dans les vestiaires et non pas dans les bureaux ou les quartiers d'habitation et doivent être lavés dans des laveuses prévues à cet effet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Durant l'exploration, un levé radiométrique doit être fait pour s'assurer que le niveau de radioactivité gamma est de moins de 1 µSv</li> <li>- Si les niveaux de radioactivité sont plus élevés que ce seuil, le ministère de l'Environnement doit en être informé</li> </ul>
Forage	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les travailleurs doivent être formés, avoir obtenu une attestation de formation conformément au Règlement sur le TMD pour la classe 7 ou effectuer ces activités en présence et sous la supervision d'une personne formée</li> <li>- Avant le forage, une vérification du site doit être faite, et les niveaux naturels de rayonnement doivent être notés sur une grille quadrillée</li> <li>- Les travailleurs doivent porter leur DTL sous leur manteau</li> <li>- Les vêtements et équipements de terrain doivent être gardés dans les vestiaires et non pas dans les bureaux ou les quartiers d'habitation et doivent être lavés dans des laveuses prévues à cet effet</li> <li>- Les carottes minéralisées doivent être entreposées à 10-20 m de la plateforme de forage</li> <li>- Durant le forage au diamant dans des zones minéralisées, on doit utiliser une installation à circuit fermé pour recycler l'eau</li> <li>- Durant le forage à percussion dans une zone minéralisée où le sol est sec au-dessus de la nappe phréatique, on doit utiliser des techniques pour rabattre les poussières</li> <li>- Durant le forage à percussion en milieu humide, une fois les copeaux sédimentés, l'eau peut être recyclée et drainée dans un puisard situé dans le sens de la pente de forage et à 50 m des cours d'eau</li> <li>- Lorsque le trou de forage est terminé, on doit vérifier les résidus à l'aide d'un scintillomètre et recouvrir de terre tout résidu d'un rayonnement supérieur à 1 µSv/h à 1 m de distance ou le retourner dans le trou de forage</li> <li>- Lorsque le forage est terminé, les premiers 30 m de substratum doivent être injectés d'un coulis de béton; l'injection d'un coulis de béton dans les sections minéralisées est fortement recommandée</li> <li>- Si un forage recoupe le minerai, l'injection d'un coulis de béton dans le trou en entier est fortement recommandée</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Un trou présentant une concentration d'uranium de plus de 1,0 % sur plus de 1 m avec un facteur mètre-pourcentage de concentration de plus de 5,0 doit être injecté d'un coulis de béton 10 m au-dessus et au-dessous de l'intersection minéralisée</li> <li>- Tout résidu ayant une concentration de U<sub>3</sub>O<sub>8</sub> de plus que 0,05 % doit être retourné dans le trou de forage et jointoyé</li> <li>- Les sites de forage doivent être restaurés, de sorte que le rayonnement maximum soit inférieur à 1 µSv/h à une hauteur de 1 m (à l'exclusion des affleurements naturels)</li> </ul>

Activité	Précautions (e3plus)	Exigences supplémentaires de la Saskatchewan
Fendage de carottes	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les travailleurs doivent être formés, avoir obtenu une attestation de formation conformément au Règlement sur le TMD pour la classe 7 ou effectuer ces activités en présence et sous la supervision d'une personne formée</li> <li>- Les travailleurs doivent porter leur DTL, des lunettes de sécurité, des gants et des combinaisons</li> <li>- Les travailleurs doivent porter un appareil respiratoire pour le quartage de carottes minéralisées</li> <li>- Si nécessaire, un autocontrôle doit être fait</li> <li>- On ne doit ni manger, ni boire, ni fumer dans la carothèque</li> <li>- Les vêtements doivent être placés dans un sac de plastique et lavés uniquement dans les laveuses prévues à cet effet</li> <li>- Les travailleurs doivent se laver avec soin</li> <li>- L'élimination appropriée de tout copeau ou éclat de roche radioactive est obligatoire</li> </ul>	
Description des carottes	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les travailleurs doivent être formés, avoir obtenu une attestation de formation conformément au Règlement sur le TMD pour la classe 7 ou effectuer ces activités en présence et sous la supervision d'une personne formée</li> <li>- Les intervalles de carottes de forage ayant une teneur en U<sub>3</sub>O<sub>8</sub> supérieure à 1 % doivent être entreposés à l'écart, dans un secteur clairement identifié, de préférence à l'extérieur pour éviter l'accumulation de radon</li> <li>- Les travailleurs doivent porter leur DTL lorsqu'ils travaillent</li> <li>- Les travailleurs doivent porter des gants, des combinaisons et des lunettes</li> <li>- Les carottes minéralisées ne doivent pas séjourner plus de 48 heures dans la carothèque.</li> <li>- Les affiches d'avertissement de la radioactivité doivent être bien visibles</li> <li>- Il ne doit y avoir ni nourriture, ni boisson, ni cigarettes dans la carothèque</li> <li>- Un contrôle de la poussière doit être effectué</li> <li>- Un programme de surveillance de la carothèque doit exister et inclure des mesures du rayonnement</li> <li>- Les zones contaminées doivent être clairement marquées jusqu'à ce qu'elles soient nettoyées</li> <li>- On doit porter un tablier en plomb durant l'étude des carottes</li> <li>- On doit rabattre la poussière en humidifiant la zone avec de l'eau</li> <li>- Si le seuil d'intervention de 1 µSv/h est dépassé dans la carotte, il faut vérifier régulièrement les vêtements de terrain; si la lecture est de plus de 100 cpm au-dessus du rayonnement, on doit mettre les vêtements dans un sac de lavage sur place.</li> <li>- Il faut toujours travailler dans un environnement bien aéré et effectuer des vérifications régulières pour détecter toute accumulation de radon; si le seuil de 1 µSv/h est dépassé, il faut vérifier les aires de travail régulièrement</li> </ul>	
Entreposage des carottes	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les carottes radioactives doivent être entreposées au moins à 30 m du campement et dans la direction du vent principal</li> <li>- Les carottes doivent être entreposées à une distance minimale de 30 m d'un plan d'eau</li> <li>- Un minimum de boîtes doivent être entreposées dans la carothèque</li> <li>- Des affiches d'avertissement de la radioactivité doivent être en place</li> <li>- Les carottes ayant une minéralisation supérieure doivent être physiquement séparées de celles dont le rayonnement est plus faible</li> <li>- Les carottes doivent être identifiées et entreposées de façon appropriée et doivent être manipulées selon le protocole approprié</li> </ul>	

*Sources : Sélection de lignes directrices pour l'exploration uranifère e3 Plus, 2009; Saskatchewan Labour.*

#### 8.3.5.4 LES TRAVAILLEURS DU SECTEUR MINIER

Les doses limites qui sont règlementées sont basées sur les guides de l'AIEA et de l'International Commission on Radiological Protection (ICRP) et doivent être ajustées pour chaque cas. Généralement, un matériau ou une substance présentant une activité supérieure à 1 Bq/g d'uranium ou de thorium, à 10 Bq/g de potassium-40 (AIEA, 2011) ou de 1000 Bq/m<sup>3</sup> de radon-222 (ICRP, 1993; AIEA 2004), devrait être règlementé. Les doses auxquelles sont

exposés les travailleurs du secteur nucléaire sont comparées aux limites de doses reçues par le grand public au tableau 8.8 :

*Tableau 8.8 : Limites de doses pour les travailleurs du secteur nucléaire, une comparaison entre le Canada et l’Australie.*

	Doses limites	
	Canada	Australie
Travailleur du secteur nucléaire (TSN)	50 mSv par an et 100 mSv sur 5 ans	20 mSv par an, sans dépasser 50 mSv par an
Cristallin	150 mSv par an	150 mSv par an
Peau	500 mSv par an	500 mSv par an
Mains et pieds	500 mSv par an	500 mSv par an
Durant une crise	La dose efficace ne peut être supérieure à 500 mSv, et la dose équivalente reçue par la peau, à 5000 mSv	La dose peut excéder la moyenne annuelle si la moyenne sur 5 ans n’excède pas 1 mSv par an
TSN enceinte	4 mSv pour le reste de la grossesse	La même que pour le grand public
Grand public	1 mSv par an	1 mSv par an
Cristallin	15 mSv par an	15 mSv par an
Peau	50 mSv par an	50 m Sv par an
Mains et pieds	50 mSv par an	-

*Source des données : MJ (2), 2013; MJ, 2014; Santé Canada, 2008; ARPANSA, 2005; ARPANSA, 2011.*

### 8.3.5.5 POPULATIONS LOCALES

L’intensité des radiations diminue de façon exponentielle avec la distance par rapport à la source. Les valeurs rapportées montrent que les doses reçues par la population canadienne en général, à la suite d’une exposition au rayonnement ionisant dans le cadre de l’exploitation minière de l’uranium, représentent généralement une petite fraction (0,001 à 0,100 mSv/an) de la dose efficace admissible qui proviendrait des opérations de l’exploitation pour la population (1 mSv/an).

Dans les populations locales, la dose reçue peut provenir de l’ingestion d’aliments de source végétale ou animale ou de la consommation d’eau locale. Des concentrations d’uranium variant entre 1 et 15 µg/L ont été mesurées dans des lacs situés près de l’ancien site minier d’Elliot Lake, dans le nord de l’Ontario. Ces valeurs sont égales ou inférieures aux concentrations maximales établies par les organismes canadiens et internationaux pour l’eau potable (15, 20 et 30 µg/L pour l’OMS, le Canada et les États-Unis respectivement). Comparativement aux valeurs règlementaires, les eaux de surface possèdent généralement une concentration d’uranium inférieure à 1 µg/L.

Les auteurs d'un document du gouvernement fédéral allemand estiment que seule une consommation annuelle de 350 litres d'une eau dont la concentration d'uranium excède 240 µg/L permettrait d'atteindre la limite de dose annuelle permise par la réglementation fédérale allemande, soit 0,1 mSv/année pour un adulte (Schmidt et coll., 2012). Notons que, dans ce calcul, seule la nature radioactive de l'uranium est considérée, sa toxicité chimique étant ignorée. Toutefois, ce document, ainsi qu'un rapport sur la présence de l'uranium dans l'eau potable publié par l'OMS, rapportent qu'aucune étude épidémiologique ni aucune expérimentation effectuée sur des animaux n'a pu démontrer que l'ingestion d'uranium par la consommation d'eau potable mène au développement d'un cancer. Par ailleurs, des études effectuées en Finlande et en Suède ont montré l'absence d'effets néfastes observés chez des individus qui consommaient des eaux de puits contenant près de 100 µg/L d'uranium. Chez des animaux, bien que le cancer des os ait été observé à la suite de l'injection ou de l'inhalation de composés solubles d'uranium, aucun effet cancérigène n'est apparu chez ceux qui ont ingéré les composés (OMS, 2011).

Les études indiquent l'absence de preuves quant aux effets chimiques toxiques qui pourraient être observés à la suite de l'ingestion d'une eau contenant 30 µg/L d'uranium, soit la concentration maximale permise aux États-Unis (OMS, 2011). Les effets observés au niveau du rein, l'organe cible de l'uranium bioassimilable, apparaissent à des concentrations nettement supérieures. On peut s'attendre à ce que les effets associés à la radioactivité de l'uranium se manifestent à des concentrations supérieures à 100 µg/L (OMS, 2011).

Le rapport intitulé *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec (2005-2009)* fait état d'un dépassement de la norme québécoise de 20 µg/L d'uranium dans 4 à 10 municipalités, et ce, pour chaque année. La concentration maximale mesurée en uranium durant la période couverte par ce bilan se situe à 116 µg/L, soit environ 6 fois la valeur de la norme.

En ce qui concerne la qualité des sols d'agriculture au Canada, des concentrations d'uranium permises pour divers types de sol ont été établies par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007) et tiennent compte de la toxicité chimique de l'uranium. Des concentrations allant jusqu'à 23 mg d'uranium par kg de sol sont permises pour les sols d'agriculture. La concentration maximale permise pour les sols industriels est toutefois de 300 mg d'uranium par kg de sol. Ces valeurs devraient servir de barèmes lors de la restauration de sites miniers. Tout dépendant du type de sol, de sa composition et de sa capacité à fournir des espèces d'uranium bioassimilables, des végétaux (comme des petits fruits consommés par les populations locales ou par les animaux) pourraient présenter certains teneurs en uranium et contribuer à la dose résultante de l'ingestion de ce radionucléide. Il convient de préciser que la dose journalière tolérable en uranium (*Tolerable Daily Intake*) est établie par l'OMS à 0,6 µg d'uranium par kg de poids corporel par jour.

Comme il a été mentionné précédemment, les auteurs d'une étude concernant les poissons provenant de lacs situés à proximité de l'ancien site d'exploitation minière d'Elliot Lake ont rapporté que la consommation de 375 g de poisson par semaine (ce qui correspond à environ un repas hebdomadaire) représenterait une dose efficace de moins de 0,75 mSv/année (selon les activités des radionucléides présentés au tableau 8.9) (Clulow et coll., 1998). Il convient d'ajouter que l'exploitation de l'uranium sur cet ancien site minier s'est effectuée, dès le début des opérations minières en 1955 et pendant plusieurs années, en l'absence de contrôles adéquats des résidus miniers et des effluents. Cette absence de procédés de gestion environnementale a résulté en l'augmentation des activités radiologiques des lacs à proximité, d'où proviennent les poissons présentés au tableau 8.9.

Tableau 8.9 : Activités de divers radionucléides dans des poissons provenant de la région d'Elliot Lake, Ontario.

Poissons	Radionucléides	Activité ou DL <sup>(a)</sup> (mBq par g de chair fraîche) <sup>(c)</sup>	Dose efficace annuelle <sup>(b)</sup> (mSv)	Dose efficace annuelle totale (mSv)
<b>Truite</b>	Plomb-210	12,6	0,3194	<b>0,6078</b>
	Polonium-210	6,5	0,0786	
	Thorium-230	5,0	0,0341	
	Thorium-232	5,0	0,1755	
	Uranium total	0,0126 µg/g	0,0002	
<b>Cisco ou corégone</b>	Plomb-210	15,2	0,3853	<b>0,7155</b>
	Polonium-210	6,1	0,0737	
	Thorium-230	6,1	0,0416	
	Thorium-232	6,1	0,2141	
	Uranium total	0,0365 µg/g	0,0007	

<sup>a</sup> DL : Limite de détection <sup>b</sup> Calculée à l'aide de facteurs de conversion de dose (Clulow et coll., 1998) <sup>c</sup> En µg/g pour l'uranium

En ce qui concerne l'inhalation de radon, des mesures effectuées sur le site minier Midwest montrent que le radon émis à partir des cavités souterraines est rapidement dilué par la ventilation naturelle et que les activités volumiques mesurées sur le site même (32 Bq/m<sup>3</sup>) se comparent à celles mesurées hors site (22 Bq/m<sup>3</sup>). Ces mesures permettent de suggérer que les populations locales sont généralement exposées à de très faibles doses de radon, qui s'approchent des activités volumiques moyennes dans l'air 5-15 Bq/m<sup>3</sup> (OMS, 2009). La teneur des poussières radioactives, mesurée à plusieurs endroits sur l'ancien site minier de Cluff Lake, montre également une tendance à la dilution, puisqu'une diminution des concentrations est observée à mesure que l'on s'éloigne de l'usine de traitement (CCSN, 2003).

Les effets potentiels de l'exploitation de mines d'uranium sur la santé des populations exposées résultent donc principalement de la présence du rayonnement ionisant et de celle du radon gazeux. L'exposition peut avoir lieu lors de la consommation d'eau ou d'aliments, comme des poissons ou des végétaux provenant de la région, ou par l'inhalation de l'air ambiant. Bien qu'il ne soit pas prouvé que de faibles doses de radiation causent un impact négatif sur la santé, comme augmenter le risque de développer un cancer, on considère que toute dose reçue, peu importe son ordre de grandeur, comporte un risque. On peut toutefois se questionner sur l'importance du risque associé à l'exposition à de faibles doses. Selon la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), une organisation internationale non gouvernementale qui émet des recommandations concernant la mesure de l'exposition aux rayonnements ionisants et les mesures de sécurité à adopter dans le cas des installations sensibles, le facteur de risque de mortalité est de 1 sur 10 000 par dose de 10 mSv (CECCV, 1984). Autrement dit, si une personne est exposée à 10 mSv, son risque de mourir d'un cancer augmente de 1 sur 10 000.

Une étude effectuée par le gouvernement de la Virginie, aux États-Unis, a comparé ce facteur de risque à celui associé à l'exposition de la population à la radiation naturelle dans la région du développement minier d'uranium de Swanson, en Virginie. Les niveaux de rayonnement gamma et les teneurs en radon ont été mesurés à divers endroits dans la région, et les risques annuels associés à leur présence ont été calculés. Par exemple, les doses moyennes annuelles provenant de la radiation gamma environnante reçues par la population se sont élevées à environ 0,9 mSv en 1984. Les calculs ont montré que l'exposition au rayonnement gamma et au radon représentait

des risques respectifs de  $9 \times 10^{-6}$  et  $12 \times 10^{-6}$ , pour un risque total annuel d'environ  $21 \times 10^{-6}$ . Cela signifie que les risques de développer un cancer à la suite de l'exposition au rayonnement gamma et au radon pour les habitants de la région étaient d'environ 21 sur 1 000 000.

À titre de comparaison, le tableau 8.10 présente des activités dont le niveau de risque annuel de mortalité est d'environ un sur un million.

*Tableau 8.10 : Situations présentant un risque de mortalité de 1 sur 1 000 000.*

Situation	Cause de mortalité
Effectuer un trajet de 80 km en voiture ou 16 km à bicyclette	Accident
Habiter pendant 2 mois à l'intérieur d'une maison de brique ou de pierre	Cancer résultant de la radioactivité présente dans les matériaux de construction
Être frappé par la foudre à l'intérieur d'un intervalle de deux ans	Électrocution
Mourir de la pollution de l'air à l'intérieur d'un intervalle de deux jours	Causes variables
Habiter pendant 2 mois sous le même toit qu'un fumeur	Cancer, maladies du cœur
Boire 0,6 onces de bière par jour pendant un an	Cancer lié à l'alcool
Boire 2 onces de lait par jour pendant un an	Cancer lié à la présence d'aflatoxine
Vivre pendant 20 minutes à l'âge de 60 ans	Toutes causes confondues

*Source : CECCV, 1984.*

### 8.3.5.6 LA FAUNE ET LA FLORE

Les effets des rayonnements ionisants sur l'environnement doivent également être pris en considération puisque la faune et la flore sont exposées aux mêmes sources de rayonnements internes (ingestion ou inhalation de radionucléides) et externes (rayonnement provenant de milieux contaminés) que les humains. Dans la plupart des cas où les organismes vivants sont exposés à un rayonnement supplémentaire, l'exposition additionnelle ne provoque pas d'effets apparents sur la faune et la flore sauvage (Linsley, 1997). Cette exposition additionnelle s'observe lors de rejets autorisés (et contrôlés) de matériel radioactif dans l'air, le sol ou les eaux naturelles, par exemple lors des travaux d'extraction minière de l'uranium.

Étant donné la diversité des organismes recensés dans les écosystèmes, il n'est pas possible de considérer chacun d'eux de façon individuelle en radioprotection environnementale. Par conséquent, en termes de doses reçues et susceptibles d'induire un impact négatif sur les organismes autres que les humains, seule la dose absorbée fait aujourd'hui consensus. La dose absorbée est définie comme étant la quantité d'énergie transférée par la radiation ionisante à une quantité de tissu donnée et se mesure en gray (Gy). La pondération accordée aux divers types de rayonnement n'est généralement pas considérée (par exemple, le fait qu'une particule alpha émise à l'intérieur d'un organisme est beaucoup plus dommageable qu'une particule bêta) sauf lors d'études spécifiques de sensibilité. Les différences de sensibilité des tissus au rayonnement ionisant ne sont pas considérées non plus (IRSN, 2011), alors que la dose efficace pour les humains, exprimée en sievert (Sv), tient compte de ces variations.

Plusieurs organisations internationales ont cherché à évaluer les effets associés à une exposition aux rayonnements ionisants afin de déterminer une limite acceptable, c'est-à-dire une valeur de référence, pour les organismes vivants. Des études d'irradiations expérimentales ont été effectuées, et le tableau 8.11 présente les débits de dose, en  $\mu\text{Gy}/\text{h}$ , qui ont été rapportés par différents organismes.

Tableau 8.11 : Débits de dose mesurés à divers endroits et conséquences pour différents organismes.

Organisme vivant ou endroit	Débit de dose ( $\mu\text{Gy}/\text{h}$ )	Effet
Organisme terrestre	0,01 à 0,09 (herbacé : 1,1)	Bruit de fond de l'exposition naturelle <sup>(a)</sup>
Végétal d'eau douce	0,7 à 4,2	Bruit de fond de l'exposition naturelle <sup>(a)</sup>
Organisme aquatique marin	0,08 (poisson) 27 (crustacé) 57 (macrophyte)	Bruit de fond de l'exposition naturelle <sup>(a)</sup>
Organisme vivant non humain	10	Valeur de référence <sup>(d)</sup>
Ancienne mine du Portugal	24	Dose mesurée au niveau des résidus miniers <sup>(e)</sup>
Poisson de fond d'eau douce	31	Bruit de fond de l'exposition naturelle <sup>(a)</sup>
Mammifère	40-100	Modification potentiellement radicale du taux de reproductivité de la population <sup>(b)</sup>
Mammifère	400	Modification radicale du taux de mortalité de la population <sup>(b)</sup>
Organisme aquatique	400 à une faible proportion d'individus	Absence d'effets préjudiciables sur l'ensemble de la population <sup>(b)(c)</sup>
Plante	400	Incidence minimale sur les plantes sensibles <sup>(b)</sup>
Plante	1000-3000	Incidence d'irradiation chronique <sup>(b)</sup>

<sup>a</sup> (IRSN, 2011); <sup>b</sup> (Linsley, 1997); <sup>c</sup> Les doses de rayonnement nécessaires pour provoquer une incidence préjudiciable importantes sont toutefois difficiles à estimer compte tenu de nombreux facteurs comme le suivi à long terme (revégétalisation naturelle, migration des individus, etc.); <sup>d</sup> (CEAEQ (3), 2013); <sup>e</sup> (Carvalho, 2005)

L'outil d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides, ERICA (*Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management*), permet la mise à jour d'une base de données concernant les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains (IRSN, 2007). L'exploitation de cette base de données permet de définir des critères de protection des écosystèmes et de caractériser le risque écologique en analysant les effets de l'exposition de la faune et de la flore aux rayonnements ionisants. Pour assurer une protection suffisante de tous les récepteurs écologiques en cas d'exposition chronique au rayonnement ionisant, cet outil retient une valeur de référence de 10  $\mu\text{Gy}/\text{h}$ . Cette valeur s'applique au milieu terrestre, au milieu aquatique d'eau douce et au milieu marin (CEAEQ (3), 2013), et est utilisée par la CCSN au Canada et par l'Institut de recherche en sûreté nucléaire en France (IRSN).

Les résultats d'irradiation expérimentaux montrent que les mammifères sont les espèces les plus sensibles au rayonnement ionisant, suivis des oiseaux, des poissons (qui chevauchent la sensibilité des plantes supérieures), des reptiles, des insectes et des virus (Linsley, 1997).

Un suivi environnemental sur la faune et la flore aquatique doit être entrepris par les promoteurs afin de vérifier la présence de potentielles contaminations. Des études environnementales effectuées dans la région d'Elliot Lake en Ontario ont permis de mesurer l'ampleur des impacts écologiques résultant du traitement inadéquat des effluents

avant les années 1980 (Clulow et coll., 1998). Les suivis permettent également d'obtenir de l'information sur l'abondance de la faune et de déterminer le biote le plus à risque (CCSN, 2003).

### 8.3.6 TRANSPORT DU MATÉRIEL RADIOACTIF

Le transport des matériaux radioactifs est régi par les règlements sur le transport et l'emballage de substances nucléaires de Transports Canada et de la CCSN (MJ, 2011). L'AIEA définit une matière radioactive comme étant une matière dont la radioactivité est supérieure à 70 kBq/kg (AIEA, 2012 et Santé Canada, 2000). Ces substances doivent porter des étiquettes où figure entre autres le numéro UN de l'ONU.

Si la radioactivité du matériel transporté est inférieure à 5 µSv/h, le colis qui le contient est considéré par l'AIEA comme un « colis excepté » : le matériel est considéré comme étant non dangereux, et peut être expédié de la manière usuelle. Les instructions suivantes doivent toutefois être respectées :

- Une étiquette sur laquelle est inscrite la mention « échantillons radioactifs » doit être placée à l'intérieur du colis afin qu'elle soit visible pour la personne qui l'ouvrira;
- La contamination radioactive nettoyable à l'extérieur du colis ne doit pas dépasser 0,4 Bq/cm<sup>2</sup> sur 300 cm<sup>2</sup> en moyenne ou ne doit pas être détectable au-dessus du rayonnement naturel;
- Le numéro de l'ONU « UN2910 » doit être collé sur un des côtés latéraux du contenant d'expédition;
- Les adresses de l'expéditeur et du destinataire doivent être inscrites à l'extérieur du colis;
- Si le poids excède 50 kg, il doit être inscrit à l'extérieur du colis;
- S'il est transporté par la voie des airs, le colis doit pouvoir supporter des températures allant de -40 °C à -55 °C de même qu'une réduction de la pression ambiante de 5 kPa sans fuite;
- La lettre de transport doit mentionner la nature de l'envoi (matière radioactive, colis excepté – matière de qualité limitée) et le numéro UN;
- Trois copies de la lettre de transport sont nécessaires – une pour l'expéditeur, une pour le transporteur et une pour le destinataire.

(e3 Plus, 2009)

Si le taux de rayonnement à l'extérieur du colis est supérieur à 5 µSv/h, ce dernier est considéré comme un envoi de matière à faible activité spécifique (FSA-I). « La plupart des échantillons géologiques expédiés pour analyse à partir d'un camp d'exploration sont de ce type » (e3 Plus, 2009). Les règles d'envoi des colis FSA-I sont les suivantes :

- Les adresses de l'expéditeur et du destinataire doivent être inscrites à l'extérieur du colis;
- Si le poids excède 50 kg, il doit être inscrit à l'extérieur du colis;
- La nature de l'envoi (matière radioactive, faible activité spécifique) et le numéro ONU « UN2912 » doivent être collés sur deux côtés verticaux et opposés de l'emballage d'expédition;
- Trois copies de la lettre de transport sont nécessaires : une pour l'expéditeur, une pour le transporteur et une pour le destinataire;

- Des étiquettes jaunes portant la mention « radioactivité-II » doivent être collées près de l'étiquette comportant le nom de l'expéditeur et le numéro UN;
- Les étiquettes jaunes « radioactivité-II » doivent comporter les renseignements suivants :
  - « FSA-I » dans la section Contenu radioactif,
  - Le niveau d'activité dans le colis, estimé en Bq,
  - L'indice de transport. Cet indice est le champ de rayonnement gamma en mSv/h à une distance de 1 m de l'extérieur du colis multiplié par 100,0. Par exemple, l'indice de transport pour 0,005 mSv/h sera de 0,5;
- Le colis d'un envoi FSA-I doit satisfaire les exigences de l'AIEA pour les colis industriels de type 1 (Type IP-1), qui sont les mêmes que pour un « colis excepté », mais :
  - la plus petite dimension externe du colis ne peut pas être inférieure à 10 cm,
  - le contenant doit être solide et marqué « Type IP-1 » à l'extérieur.

L'emballage est aussi sujet à des protocoles et doit être préparé par une personne possédant une *formation appropriée*. Les règlements d'emballage viennent des lois Emballage et transport de substances nucléaires de la CCSN et Règlement du transport des matières radioactives (TS-R-1) de l'AIEA. Les colis conçus pour le transport de matières radioactives à risque élevé doivent être soumis à des tests rigoureux où sont simulées des conditions normales et extrêmes. Des spécialistes de la CCSN examinent les colis et les résultats des tests pour s'assurer qu'ils soient conformes aux exigences réglementaires.

Une demande d'homologation de colis contient habituellement de l'information sur :

- la conception structurale;
- l'évaluation thermique et du blindage;
- le confinement de la substance nucléaire dans le colis;
- le mode d'emploi de l'emballage;
- le programme d'entretien;
- le programme d'assurance de la qualité adopté pour la conception, la fabrication et l'entretien du colis.

(Source : CCSN, Fiche d'information, Réglementation de l'emballage et du transport des substances nucléaires au Canada).

Au stade de l'exploration, les échantillons sont envoyés à un laboratoire pour analyse de la composition chimique. Ces échantillons doivent être emballés dans des contenants approuvés pour qu'ils n'excèdent pas la limite prévue pour un colis du type FSA-I

Pour certaines opérations minières, il peut être nécessaire de transporter le minerai vers une usine de concentration à proximité. Par exemple, à la mine McArthur River (Saskatchewan), l'uranium est concassé et retourné à la surface sous forme de pulpe. La pulpe est mise dans des contenants industriels de type II (Type IP-II). Les contenants sont remplis à 50 % de leur capacité avec la pulpe qui contient 30 % d' $U_3O_8$  (Rosner et Edwards, 1998) et sont expédiés par camion, à raison de quatre contenants (5,55 t) par camion, sur une distance de 80 km, à l'usine de traitement de Key Lake, où la pulpe est convertie en oxyde d'uranium  $U_3O_8$ , ou *yellowcake* (Chadwick, 1997; Thomas et Lenail, 1998; ACEE, 2010). Les conducteurs doivent suivre une formation en cas d'accident, et un plan d'intervention d'urgence doit être prévu.

## 9 CONCLUSIONS

L'uranium est un métal lourd naturellement présent dans l'environnement (socle rocheux, eau, biosphère). Son noyau atomique instable se désintègre lentement en émettant un rayonnement ionisant, afin de se transformer en atomes plus légers, ses descendants, selon une chaîne de désintégration qui se termine par la formation d'un atome stable. L'uranium et sa transformation mènent à de multiples applications dans la société civile, qui sont observées dans la production de l'énergie électrique et dans l'agriculture, ainsi que dans le secteur médical.

Le Canada est le deuxième producteur d'uranium au monde. Au Québec, plusieurs projets d'exploration pour l'uranium sont en cours, à divers stades d'avancement, mais il n'y a pas de production d'uranium présentement. Les ressources en uranium connues sont de 315 000 tonnes. Moins de 30 % des ressources en uranium sont identifiées dans des dépôts où l'uranium serait la substance principale, et environ 60 % se trouvent dans des dépôts où l'uranium pourrait constituer un coproduit qui pourrait être valorisé. Les autres ressources en uranium se trouvent dans des résidus miniers et industriels.

Au Québec, l'exploration et l'exploitation des ressources minérales sont régies principalement par la Loi sur les mines et la Loi sur la qualité de l'environnement qui relèvent, respectivement, du MRN et du MDDEFP. De plus, dans le cas de l'uranium s'ajoutent des lois canadiennes, car les substances radioactives sont de compétence fédérale exclusive. Cette compétence est balisée par la Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaire, laquelle établit la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) qui supervise l'exploitation ainsi que le déclassement des installations et la restauration du site à la fin des travaux. La mise en exploitation de toute mine d'uranium doit être autorisée par le MRN, le MDDEFP et la CCSN.

Les lois et règlements en place au Québec et au Canada visant les aspects environnementaux et de radioprotection sont reconnus comme exemplaires à l'échelle internationale et se basent sur des concepts scientifiques démontrés. Leur respect et leur application demeurent le meilleur outil pour réduire les impacts potentiels de l'exploration et de l'exploitation des ressources uranifères au Québec.

L'uranium et ses descendants présentent une toxicité potentielle en raison de leurs propriétés chimiques et radioactives. La radiotoxicité de l'uranium est négligeable comparativement à sa toxicité chimique, et cette dernière dépend de l'accumulation et de la mobilité de l'uranium dans l'environnement. Dans les régions riches en uranium, il est impératif de quantifier, de la façon la plus exhaustive possible et avant la mise en exploitation d'une mine d'uranium, les teneurs naturelles dans l'environnement (air et eau) et dans les espèces végétales faisant partie de l'alimentation des organismes vivants de niveau trophique supérieur. Étant donné le nombre de paramètres physico-chimiques qui influenceront sur la mobilité de l'uranium et de ses descendants, la caractérisation préalable des mécanismes biogéochimiques spécifiques à un site d'exploitation permettrait de mieux cibler les paramètres qui induiront un changement de mobilité et ainsi de permettre, le cas échéant, une remédiation appropriée. Ce type d'analyse devrait être proposé et supervisé par un organisme indépendant de gestion de l'environnement.

L'impact environnemental lié à l'étape d'exploration pour l'uranium est faible, et il augmente durant les stades d'exploration avancée. Cet impact est fonction du type de minéralisation contenant l'uranium et les méthodes modernes d'exploitation, de traitement du minerai et de stockage des résidus miniers.

Durant l'exploitation et la restauration d'un site minier uranifère, on peut prévenir la dispersion de l'uranium et de ses descendants dans l'environnement en contrôlant les émissions de poussières et les mesures de confinement des effluents et des résidus miniers. La protection des travailleurs et de la population contre le rayonnement ionisant s'effectue par le recouvrement des résidus à l'aide de matériaux qui absorbent l'énergie du rayonnement émis et qui évitent de surcroît la dispersion des éléments radioactifs dans l'environnement. La ventilation des

espaces clos permet de maintenir les teneurs en radon et en poussières radioactives à des niveaux qui sont du même ordre que les niveaux régionaux.

## RÉFÉRENCES

- ACEE (Agence canadienne d'évaluation environnementale), 2010, Route toutes saisons du site minier de la rivière McArthur au site minier de Cigar Lake – DEE no 2010-009. Récupéré de: <http://www.ceaa-acee.gc.ca/050/documents/46029/46029F.pdf>
- Adamczyk, Z., et Warszynski, P., 1996, Role of electrostatic interactions in particle adsorption : *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 63, p. 41-149. Récupéré de : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0001868695002812>
- AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), 1985, Uranium biogeochemistry : a bibliography and report on the state of the art, Vienna : Dunn, C. E., Ek, J., et Byman, J. 83 p. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te\\_327\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_327_web.pdf)
- AIEA, 2004, Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance, IAEA Safety Standards Series, 39 p. Récupéré de : [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1202\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1202_web.pdf)
- AIEA, 2005, Environmental contamination from uranium production facilities and their remediation. In *Proceedings of an International Workshop*. 262 p. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1228\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1228_web.pdf)
- AIEA (1), 2009, Establishment of uranium mining and processing operations in the context of sustainable development, *Du Nuclear Energy Series* (Vienna), 80 p. Récupéré de : [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1401\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1401_web.pdf)
- AIEA (2), 2009, Chemistry unit, agency's laboratories, Seibersdorf. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. (Vienna), 616 p. Récupéré de : [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te\\_1616\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1616_web.pdf)
- AIEA (3), 2009, World Distribution of Uranium Deposits (UDEPO) with Uranium Deposit Classification, 2009 Ed., Nuclear Fuel Cycle and Materials Section (Vienna), 126 p. Récupéré de : [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TE\\_1629\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TE_1629_web.pdf)
- AIEA, 2011, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards - Interim Edition, General Safety Requirements Part 3, 303 p., IAEA Safety Standards Series GSR Part 3 (Interim) Récupéré de : [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/p1531interim\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/p1531interim_web.pdf)
- AIEA, 2012, Règlement de transport des matières radioactives, Édition de 2012, Normes de sûreté de L'AIEA pour la protection des personnes et de l'environnement, No SSR-6. Récupéré de : [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1570f\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1570f_web.pdf)
- AIEA (1), 2014, Depleted Uranium. Récupéré de : [http://www.iaea.org/newscenter/features/du/du\\_qaa.shtml](http://www.iaea.org/newscenter/features/du/du_qaa.shtml)
- AIEA (2), 2014, World Distribution of Uranium Deposits (UDEPO), Nuclear Fuel Cycle Related Databases. Récupéré de : <http://infcis.iaea.org>
- Aparin, V.B., Voronova, J.P., et Smirnova, S.K., 2012, Evaluation of transboundary impact of toxic metals of uranium mine Mailoo-Suu (Kyrgyzstan), in Merkel, B., et Schipek, M., Eds., *The new uranium mining boom : challenge and lessons learned*; Heidelberg, Springer, p. 57-64.

Areva (1), 2013, Réaménagement et suivi environnemental des anciennes mines d'uranium en France. Récupéré de : <http://www.aveva.com/FR/activites-673/reamenagement-des-anciennes-mines-d-uranium-en-france--un-service-public-assure-par-aveva.html>

Areva (3), 2013, De l'exploration au réaménagement. Récupéré de : <http://www.aveva.com/FR/activites-593/exploration-et-exploitation-d-uranium-au-canada.html>

Arogunjo, A. M., Ilrieg, V. H., Giussani, A., Leopold, K., Gerstmann, U., Veronesec, I., et Oeh, U., 2009, Uranium and thorium in soils, mineral sands, water and food samples in a tin mining area in Nigeria with elevated activity: *Journal of environmental radioactivity*, v. 100, p. 232–240.

ARPANSA (Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency), 2005, Code of practice & safety guide, Radiation Protection and Radioactive Waste Management in Mining and Mineral Processing, Radiation Protection Series Publication No. 9.1. Récupéré de : <http://www.arpansa.gov.au/Publications/codes/rps9.cfm>

ARPANSA, 2011, Safety Guide for Monitoring, Assessing and Recording Occupational Radiation Doses in Mining and Mineral Processing, Radiation Protection Series Publication No. 9. Récupéré de : [http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9\\_1.pdf](http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9_1.pdf)

Atamanik, J., 1974, Geology of the Hilton Iron Mine, Shawville, Quebec. B.Sc. thesis, Carleton University, Ottawa, Non publiée

BAPE, (Bureau d'audiences publiques sur l'environnement), 2002, Projet d'exploitation d'une mine et d'une usine de niobium à Oka. Rapport d'enquête et d'audience publique 167. 130 pages. Récupéré de : <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/rapports/publications/bape167.pdf>

Beckman c. Première nation de Little Salmon/Carmacks, 2010 CSC 53, [2010] 3 R.C.S. 103.

Bleise, A., Danesi, P.R. et Burkart, W., 2003, Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 64, p. 93-112. Récupéré de : <http://iaea.org/newscenter/focus/depleteduranium/properties.pdf>

Capus, G., 2010, Économie de l'uranium, *Geochronique*, v. 113, p. 50-55.

Carvalho, F.P., Madruga, M.J., Reis, M.C., Alves, J.G., Oliveira, J.M., Gouveia, J., et Silva L., 2005, Radioactive survey in former uranium mining areas of Portugal, in *Environmental contamination from uranium production facilities and their remediation*, Proceedings of an International Workshop, Lisbon, 11-13 February 2004 Vienna, International atomic energy agency, p. 29-40. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1228\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1228_web.pdf)

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 2007, Canadian Soil Quality Guidelines for Uranium: Environmental and Human Health, ISBN 978-1-896997-64-3, 122 p. Récupéré de : [http://www.ccme.ca/assets/pdf/uranium\\_ssd\\_soil\\_1.2.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/uranium_ssd_soil_1.2.pdf)

CCME, 2013, Baryum 2013, Recommandations canadiennes pour la qualité des sols – Environnement et santé humaine. Récupéré de : <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/170/>

CCSN (Commission canadienne de sûreté nucléaire), 2003, Rapport d'Étude Approfondie du Projet de Déclassement de Cluff Lake. Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. Récupéré de : [http://www.ceaa-acee.gc.ca/41B79974-docs/report\\_f.pdf](http://www.ceaa-acee.gc.ca/41B79974-docs/report_f.pdf)

CCSN, 2006, Guide d'application de la réglementation, Élaboration de politiques, programmes et procédures de protection de l'environnement aux installations nucléaires de catégorie I et aux mines et usines de concentration d'uranium. Récupéré de : [http://nuclearsafety.gc.ca/pubs\\_catalogue/uploads\\_fre/G-296\\_F.pdf](http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/G-296_F.pdf)

CCSN (1), 2009, Données sur les doses reçues par les travailleurs dans les grandes installations nucléaires canadiennes 2001-2007. 76 p. [http://nuclearsafety.gc.ca/pubs\\_catalogue/uploads\\_fre/INFO\\_0775\\_f.pdf](http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/INFO_0775_f.pdf)

CCSN (2), 2009, Comprendre les études sur la santé et les évaluations des risques réalisées dans la communauté de Port Hope depuis les années 1950, Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, ISBN 978-1-100-91439-8. 82p. + annexes. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2009/ccsn-cnsc/CC172-46-2009F.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2009/ccsn-cnsc/CC172-46-2009F.pdf)

CCSN, 2010, Processus d'autorisation des nouvelles mines et usines de concentration d'uranium au Canada, Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, [http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs\\_catalogue/uploads\\_fre/Licensing\\_Process\\_for\\_New\\_Uranium\\_Mines\\_and\\_Mills\\_in\\_Canada\\_INFO\\_0759\\_Revision\\_1\\_f.pdf](http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/Licensing_Process_for_New_Uranium_Mines_and_Mills_in_Canada_INFO_0759_Revision_1_f.pdf)

CCSN (1), 2012, Gestion des stériles des mines d'uranium et des résidus des usines de concentration d'uranium. Récupéré de : [http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs\\_catalogue/uploads\\_fre/March-2012-RDGD-370-Management-of-Uranium-Mine-Waste-Rock-and-Mill-Tailings\\_f.pdf](http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/March-2012-RDGD-370-Management-of-Uranium-Mine-Waste-Rock-and-Mill-Tailings_f.pdf)

CCSN (2), 2012, Analyse actualisée de l'Étude sur la cohorte d'Eldorado des Travailleurs des Mines d'Uranium : Partie I de l'Étude de la Cohorte des Travailleurs des Mines d'Uranium de la Saskatchewan (PRS 0-0205). Récupéré de : <http://www.nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/health/health-studies/eldorado/>

CCSN (3), 2012, L'extraction et la concentration de l'uranium : les faits sur une industrie bien règlementée. Récupéré de : <https://www.cnsccsn.gc.ca/fra/resources/fact-sheets/uranium-mining-milling.cfm>

CCSN (4), 2012, Le radon au sein du secteur canadien de l'uranium. Récupéré de : <http://www.nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/fact-sheets/radon-fact-sheet.cfm>

CCSN (5), 2012, Le radon et la santé. Récupéré de : [http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs\\_catalogue/uploads\\_fre/January-2012-Radon-and-Health-fra.pdf](http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/January-2012-Radon-and-Health-fra.pdf)

CCSN (6), 2012, Rapport d'étude approfondie du projet d'extraction et de Concentration Midwest dans le nord de la Saskatchewan, AREVA Resources Canada Incorporated. Récupéré de : <http://www.acee-ceaa.gc.ca/050/documents/56610/56610F.pdf>

CCSN (7), 2012, Restaurer avec succès d'anciens sites d'exploitation minière dans le nord d'Ontario.

CCSN (8), 2012, Doses de rayonnement. Récupéré de : <http://www.suretenucleaire.gc.ca/fra/resources/radiation/introduction-to-radiation/radiation-doses.cfm>

CCSN, 2013, Mines et usines de concentration d'uranium au Canada. Récupéré de : <http://www.suretenucleaire.gc.ca/fra/uranium/mines-and-mills/index.cfm>

CDPHE (Colorado Department of Public Health and Environment), 2001, Uranium mill tailings management plan for managing uranium mill tailings encountered during construction activities in western Colorado. 44 p. <http://www.colorado.gov/cs/Satellite?blobcol=urldata&blobheadername1=Content-Disposition&blobheadername2=Content->

Type&blobheadervalue1=inline;+filename%3D%22Uranium+Mill+Tailings+Management+Plan.pdf%22&blobheader value2=application/pdf&blobkey=id&blobtable=MungoBlobs&blobwhere=1251811737813&ssbinary=true

CEA, 2013, Devenir des radionucléides dans l'organisme. Récupéré de : <http://www-dsv.cea.fr/institutes/unite-protection-sanitaire-contre-les-rayonnements-ionisants-et-toxiques-nucleaires-prositon/pour-comprendre/effets-sanitaires/radionucleide-et-sante/devenir-des-radionucleides-dans-l-organisme>.

CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) (1), 2013, Revue de littérature sur la toxicité chimique de l'uranium – Revue de littérature. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs 118 p. Il doit s'agir de ce document:  
[http://www.ceaeg.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue\\_uranium.pdf](http://www.ceaeg.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue_uranium.pdf)

CEAEQ (2), 2013, Toxicité du thorium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 32 p.  
[http://www.ceaeg.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue\\_thorium.pdf](http://www.ceaeg.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue_thorium.pdf)

CEAEQ (3), 2013, Procédure d'évaluation du risque radiotoxique. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 46 p. + annexes. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs2320056>

CECCV, The Coal and Energy Commission Commonwealth of Virginia, SENES Consultants Limited. (1984). Assessment of risk from uranium mining in Virginia, 136 p.

Chadwick, 1997, McArthur River Uranium, Mining Magazine, octobre 1997.

Clulow, F.V., Davé, N.K., Lim, T.P., and 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, v. 99, p. 199-213.

COMEX, 2011, Rapport d'analyse environnementale pour le projet d'exploration uranifère Matoush. Récupéré de : [http://www.gcc.ca/pdf/COMEX-Matoush-report\\_FRE.PDF](http://www.gcc.ca/pdf/COMEX-Matoush-report_FRE.PDF) (consulté le 19 novembre 2013)

Cuney, M., 2009, The extreme diversity of uranium deposits. Mineralium Deposita. 44: p. 3-9.

Cuney, M., 2010, Evolution of uranium fractionation processes through Time: Driving the secular variations of uranium deposit types. Economic Geology. 105: p. 553-570.

Darolles, C., 2010, Discrimination des effets chimiotoxiques et radiotoxiques de l'uranium: définition de marqueurs biologiques pour l'évaluation des risques professionnels dans l'industrie du nucléaire : Thèse de doctorat, Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire.  
[http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/Formation\\_recherche/Theses/Theses-soutenues/DRPH/Documents/2010-these-darolles.pdf](http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/Formation_recherche/Theses/Theses-soutenues/DRPH/Documents/2010-these-darolles.pdf)

DOE (U.S. Department of Energy), 2002, A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota, module 1, Principals and application, 234 p. Récupéré de :  
<http://www.doeal.gov/SWEIS/DOEDocuments/027%20DOE%20STD-1153-2002.pdf>

Dill, 2010, The "chessboard" classification scheme of mineral deposits: Mineralogy and geology from aluminum to zirconium, Earth-Science Reviews, v. 100, p. 1-420. Récupéré de :  
[http://www.geo.arizona.edu/geo6xx/geo646a/646A\\_PW/Papers/Intro\\_Papers/Dill%5B10\\_ClassificationOreDeps\\_E SR100.pdf](http://www.geo.arizona.edu/geo6xx/geo646a/646A_PW/Papers/Intro_Papers/Dill%5B10_ClassificationOreDeps_E SR100.pdf)

Douglas, G., Wendling, L., Usher, K., et Woods, P., 2012, Neutralisation and Trace Element Removal from Beverley in-situ Recovery Uranium Mine Barren Lixiviant via Hydrotalcite Formation, in Merkel, B. et Schipek, M., eds., *The New Uranium Mining Book: Challenge and Lessons learned* : Heidelberg, Springer, p. 101-109.

Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K. C., et Ensley B., 1997, Removal of Uranium from Water Using Terrestrial Plants : *Environmental Science and Technology*, v. 31, p. 3468-3474.

e3 Plus, 2009, Excellence en gérance environnementale (EGE), Version 1, l'Association canadienne des prospecteurs et entrepreneurs.

Eckstrand, O.R., Sinclair, W.D. et Thorpe, 1996, R.I. 1996 Géologie des types de gîtes minéraux du Canada , Commission géologique du Canada, *Géologie du Canada*, n° 8. Voir les sections sur les gîtes d'uranium 1.1, 1.2, 7, 8.1, 12, 13, 14, 21 et 22.

<http://geoscan.nrcan.gc.ca/starweb/geoscan/servlet.starweb?path=geoscan/downloadf.web&search1=R=207945>

École Polytechnique de Montréal, 2013, Le laboratoire SLOWPOKE. Récupéré de :

<http://www.polymtl.ca/nucleaire/LTN/index.php>

EmploiQuébec, 2013, Guide de la qualification professionnelle : Mineur/mineuse sous terre. Récupéré de :

[http://www.guide-qualification.emploiquebec.gouv.qc.ca/apprentissage-qualification/apprentissage-travail/metiers/mineur\\_sous\\_terre.asp](http://www.guide-qualification.emploiquebec.gouv.qc.ca/apprentissage-qualification/apprentissage-travail/metiers/mineur_sous_terre.asp)

Encyclopaedia Britannica, 2013, Uranium processing. Récupéré de :

<http://www.britannica.com/EBchecked/topic/619232/uranium-processing/81599/Leaching>

ERA (Energy Resources of Australia), 2012, 2012 Annual Report. Récupéré de :

[http://www.energyres.com.au/documents/2012\\_ERA\\_Annual\\_Report\\_FINAL.pdf](http://www.energyres.com.au/documents/2012_ERA_Annual_Report_FINAL.pdf).

Falck, E. W., et Coetzee, H., 2012, Making Uranium-Mining More Sustainable – The FP7 Project EO-MINERS, in Merkel, B., et Schipek, M., eds., *The new uranium mining book: Challenge and lessons learned* : Heidelberg, Springer, p. 211-218.

GA (Government of Alberta), SENES Consultants Limited, 2008, *Environmental Impacts of Different Uranium Mining Processes*, ISBN 978-0-7785-8125-3, 56 p. + annexes. <http://environment.gov.ab.ca/info/library/8178.pdf>

Gadd, G., 2002, Microbial interactions with metals/radionuclides: The basis of bioremediation, in Keith-Roach M. J., et Livens, F. R., eds., *Radioactivity in the environment* : Amsterdam, Elsevier, p. 179-203.

Gagné, A., 2013, *Métrologie des actinides basée sur l'analyse des matières fécales pour des applications dosimétriques*, Mémoire de Maitrise, Département de chimie, Université Laval.

Gagné B.D., 1990, *Geochemistry of Cambro-Ordovician suites from Gaspésie, Quebec, Canada: Implications for provenance and tectonic setting*. Thèse de Maîtrise, University of Western Ontario, 239 p.

Harra, Abderrahim, 1996, *Minéralogie et géochimie des pelites de la formation de rivière Ouelle, Appalaches du Québec, Qanada*. Thèse de maîtrise non publiée, UQAC.

Hedhli, M., 2010, *Phytorestauration des sédiments de la rivière Saint-Charles et du port de Montréal contaminés aux métaux lourds et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques*, Mémoire de Maitrise, Science de la Terre, UQAM. Récupéré de : <http://www.archipel.uqam.ca/3046/1/M11430.pdf>

Huang, J. W., Blaylock, M. J., Kapulnik, Y., et Ensley, B. D., 1998, Phytoremediation of Uranium-Contaminated Soils: Role of Organic Acids in Triggering Uranium Hyperaccumulation in Plants: Environmental Science & Technology, v.55, p. 2004–2008.

Hydro Québec, 2013, La central nucléaire de Gentilly-2. Récupéré de :  
<http://www.hydroquebec.com/production/centrale-nucleaire/gestion-dechets.html>

ICRP (International Commission on Radiological Protection), 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2). Récupéré de :  
[http://ani.sagepub.com/content/suppl/2013/06/25/23.2.DC1/P\\_065\\_JAICRP\\_23\\_2\\_Protection\\_Against\\_Radon-222\\_at\\_Home\\_and\\_at\\_Work.pdf](http://ani.sagepub.com/content/suppl/2013/06/25/23.2.DC1/P_065_JAICRP_23_2_Protection_Against_Radon-222_at_Home_and_at_Work.pdf)

INSPQ (Institut national de santé publique du Québec), 2003, Groupe scientifique sur l'eau, Fiche Uranium. Récupéré de : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/Uranium.pdf>

INSPQ, 2013, Survol de l'encadrement législatif et réglementaire des mines d'uranium au Québec, 13 p.  
[http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1652\\_SurvEncadrLegReglMinesUraniumQc.pdf](http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1652_SurvEncadrLegReglMinesUraniumQc.pdf)

IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), 2002, Fiche radionucléide : Baryum 133 et environnement.  
[http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/Documents/Baryum\\_Ba133\\_v1.pdf](http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/Documents/Baryum_Ba133_v1.pdf)

IRSN, 2006, Direction de l'environnement et de l'intervention, Bilan de l'état radiologique de l'environnement français en 2006, Synthèse des résultats des réseaux de surveillance de l'INRS. [http://www.mesure-radioactivite.fr/public/IMG/pdf/IRSN\\_surveillance\\_France\\_2006.pdf](http://www.mesure-radioactivite.fr/public/IMG/pdf/IRSN_surveillance_France_2006.pdf)

IRSN, 2007, Le projet ERICA. Récupéré de :  
<http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/Organisation/Programmes/ERICA/Pages/Le-projet-ERICA-3418.aspx>

IRSN, 2009, L'exposition radiologique des personnes du public aux stériles miniers. Récupéré de :  
[http://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/expertises-locales/sites-miniers-uranium/Documents/irsn\\_mines-uranium\\_exposition-steriles-miniers.pdf](http://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/expertises-locales/sites-miniers-uranium/Documents/irsn_mines-uranium_exposition-steriles-miniers.pdf)

IRSN, 2011, Dosimétrie environnementale. Récupéré de : (<http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/Documents/Dosim%C3%A9trie%20environnementale.pdf>)

IRSN (1), 2013, La radioactivité naturelle renforcée. Récupéré de :  
<http://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/radioactivite-environnement/sources-radioactivite/Pages/3-radioactivite-naturelle-renforcee.aspx?dId=2ef28ef7-3363-4bed-b7b3-47a597e68d1d&dwId=02b23d3f-13d2-4faa-ab26-1e26e8c4700c>

IRSN (2), 2013, Fiche radionucléide : uranium naturel et son environnement. Récupéré de :  
[http://www.lradioactivite.com/fr/site/pages/RadioPDF/Uranium\\_Unat\\_v1.pdf](http://www.lradioactivite.com/fr/site/pages/RadioPDF/Uranium_Unat_v1.pdf)

IRSN (3), 2013, Radium 226 et ses descendants à l'équilibre. Récupéré de :  
<http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/Documents/RA226SAN.pdf>

IRSN (4), 2013, Fiche radionucléide : Polonium 210 et environnement. Récupéré de :  
[http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/Documents/environnement/Polonium\\_Po210\\_v4.pdf](http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/Documents/environnement/Polonium_Po210_v4.pdf)

IRSN (5), 2013, Impacts du polonium 210 sur l'homme. Récupéré de :  
[http://www.irsn.fr/FR/base\\_de\\_connaissances/Sante/effet-sur-homme/Pages/Impact-polonium210-Homme.aspx](http://www.irsn.fr/FR/base_de_connaissances/Sante/effet-sur-homme/Pages/Impact-polonium210-Homme.aspx)

IRSN (6), 2013, Fiche radionucléide : Thorium 232 et environnement. Récupéré de :  
[http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/Documents/Thorium\\_Th232\\_v1.pdf](http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/Documents/Thorium_Th232_v1.pdf)

ISO, 2013, ISO 14000 - Management environnemental. Récupéré de : <http://www.iso.org/iso/fr/iso14000>

Jeambrun, M., 2012, L'uranium et ses descendants dans la chaîne alimentaire : Thèse de Ph.D., Strasbourg, France, Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg. [http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/82/10/54/PDF/jeambrun\\_marion\\_2012\\_ED413.pdf](http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/82/10/54/PDF/jeambrun_marion_2012_ED413.pdf)

Jébrak, M. et Marcoux, E., 2008, Géologie des gites minéraux, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Québec, 667 p., ISBN : 978-2-551-23737-1.

Kirby, H. W., et Salutsky, M. L., 1964, The Radiochemistry of Radium. National Academy of Sciences National Research Council, 205 p. <http://library.lanl.gov/cgi-bin/getfile?rc000041.pdf>

Kyser, K. et Cuney, M., 2009, Recent and not-so-recent developments in uranium deposits and implications for exploration : Mineralogical Association of Canada Short Course, v. 39, 259 p.

LEDEN et EDP Sciences (1), LaRadioactivité.com, Exposition naturelle. Récupéré de :  
<http://www.laradioactivite.com/fr/site/pages/lesexpositionsnaturelles.htm>

LEDEN et EDP Sciences (2), LaRadioactivité.com, Propriétés de l'uranium. Récupéré de :  
[http://www.laradioactivite.com/fr/site/pages/Proprietes\\_Uranium.htm](http://www.laradioactivite.com/fr/site/pages/Proprietes_Uranium.htm)

LEDEN et EDP Sciences (3), LaRadioactivité.com, Résidus miniers. Récupéré de :  
<http://www.laradioactivite.com/fr/site/pages/ResidusMiniers.htm>

Linsley, G., 1997, Rayonnement et environnement: comment évaluer les effets sur la flore et la faune, International atomic energy agency, Vol. 39, no. 1, p. 17. Récupéré de :  
([http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull391/French/39102681720\\_fr.pdf](http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull391/French/39102681720_fr.pdf))

Markich, S. J., et Twining, J. R., 2012, Chapter 6 - Radioecology of Tropical Freshwater Ecosystems: Mechanisms and Kinetics of Bioaccumulation and the Importance of Water Chemistry, in Twining, J. R., ed., Radioactivity in the Environment: Amsterdam, Elsevier, v. 18 Tropical Radioecology, p. 231-280.

MEDDE (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie), France, 2009, La gestion des anciens sites miniers d'uranium. Récupéré de : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-gestion-des-anciens-sites.html>

Mettler, F. A., Huda, W., Yoshizumi, T. et Mahesh, M., 2008, Effective Doses in Radiology and Diagnostic Nuclear Medicine: A Catalog, Radiology: 248 (1), p. 254. <http://pubs.rsna.org/doi/pdf/10.1148/radiol.2481071451>

Mirka, M. A., F. V. Clulow, N. K. Dave et T. P. Lim, 1996, "Radium-226 in cattails, *Typha latifolia*, and bone of muskrat, *Ondatra zibethica* (L), from a watershed with uranium tailings near the city of Elliot Lake, Canada." *Environmental Pollution* 91(1): 41-51.

MJ (1) (Ministre de la Justice), 2011, Règlement sur l'emballage et le transport des substances nucléaires (DORS/2000-208). Récupéré de : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-208/index.html>

MJ (1), 2013, Règlement sur les effluents des mines de métaux. Récupéré de : <http://laws.justice.gc.ca/PDF/SOR-2002-222.pdf>

MJ (2), 2013, Règlement général sur la sûreté et la réglementation nucléaires, DORS/2000-202. Récupéré de : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2000-202.pdf>

MJ, 2014, Règlement sur la radioprotection, DORD/2000-203. Récupéré de : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2000-203.pdf>

MRN (Ministère des Ressources naturelles), 2007, Uranium dans l'environnement secondaire et minéralisations uranifères. Récupéré de : <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/mines/uranium.pdf>

MRN, 2013, Tarification pour les titres d'exploration. Récupéré de : <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/titres/titres-exploration-tarification.jsp> (consultée le 30 juillet 2013)

Nation Haïda c. Colombie-Britannique (Ministre des Forêts), [2004] 3 R.C.S. 511, 2004 CSC 73. <http://scc-csc.lexum.com/scc-csc/scc-csc/fr/item/2189/index.do>

Nuclear Regulation Authority (NRA), Japan, 2011, Dose Rate in the Fukushima Dai-ichi NPS. Récupéré de : <http://www.nsr.go.jp/archive/nisa/english/files/en20110428-3-4.pdf>

OECD, NEA (Organisation for Economic Co-operation and Development et le Nuclear Energy Agency), 2012, Uranium 2011: Resources, Production and Demand, NEA 7069, 489 p., ISBN 978-92-64-17803-8. <http://www.oecd-nea.org/ndd/pubs/2012/7059-uranium-2011.pdf>

OMS (Organisation mondiale de la Santé), 2009, Radon et cancer. Récupéré de : <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs291/en/>

OMS, 2011, Uranium in Drinking-water. Récupéré de : [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/uranium\\_forcomment\\_20110211\\_en.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/uranium_forcomment_20110211_en.pdf)

Othmane, G., 2012, Spéciation de l'uranium dans l'environnement : application aux opales de Nopal I (Mexique et aux résidus miniers de Gunnar (Canada): Thèse, France, Université Pierre et Marie Curie – Paris VI.

Paquette, L., 1998, Étude stratigraphique et métallogénique d'une séquence arénitique archéenne à conglomérats pyriteux et uranifères, Baie James, Québec, Université du Québec à Montréal (Montréal, Québec); mémoire de maîtrise non publié, 92 p.

Paul, M., 2008, The WISMUT approach to the remediation of uranium mining & milling. Récupéré de WISMUT GmbH, Division Head Development, Engineering & Monitoring. Récupéré de : [http://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/documents/RawMaterials/CD\\_TM\\_IBPinUM&P%20200810/42Paul%20Wismut%20final.pdf](http://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/documents/RawMaterials/CD_TM_IBPinUM&P%20200810/42Paul%20Wismut%20final.pdf)

Pauwels, Andre M., 2005, Evaluation Report, Otish Mountain Property, Xemplar Energy Corp; 60 p; filed on SEDAR, May 9, 2006. Récupéré de : [http://www.xemplar.ca/pdf/43-101\\_v2-Otish.pdf](http://www.xemplar.ca/pdf/43-101_v2-Otish.pdf)

Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., et Pinelli, E., 2011, Lead uptake, Toxicity, and detoxification in Plants, in Whitacre, D. M., ed., Review of Environmental Contamination and Toxicology: New York, Springer, p. 113-136.

Première nation crie Mikisew c. Canada (Ministre du Patrimoine canadien), [2005] 3 R.C.S. 388, 2005 CSC 69. <http://scc-csc.lexum.com/scc-csc/scc-csc/fr/item/2251/index.do>

Première nation Tlingit de Taku River c. Colombie- Britannique (Directeur d'évaluation de projet), [2004] 3 R.C.S. 550, 2004 CSC 74. <http://scc-csc.lexum.com/scc-csc/scc-csc/fr/item/2190/index.do>

Pyle, G.G., et F.V. Clulow, 1998, Radionuclide equilibria between the aquatic environment and fish tissues, Journal of Environmental Radioactivity 40: 59-74

RCNET (Regional Center for Nuclear Education & Training), 2013, Natural Decay Series: Uranium, Radium and Thorium. Récupéré de : [http://gonuke.org/ComprehensiveTeachingToolkits/Radiation%20Protection/ChSCC\\_RP/Columbia%20Basin%20RP-T-111/Supplementary%20materials/natural-decay-series.pdf](http://gonuke.org/ComprehensiveTeachingToolkits/Radiation%20Protection/ChSCC_RP/Columbia%20Basin%20RP-T-111/Supplementary%20materials/natural-decay-series.pdf)

RNC (Ressources naturelles Canada), 2013, Gestion des déchets radioactifs du Canada. Récupéré de : <https://www.rncan.gc.ca/mines-materiaux/gestion-dechets-radioactifs/8839>.

Rosner, B. et Edwards, C., 1998, The transport System for High Grade McArthur River Uranium Ore, The Uranium Institute Twenty Third Annual International Symposium, London, 9-11 septembre, 1998. Récupéré de : <http://www.world-nuclear.org/sym/1998/rosner.htm>

Sachs, S., Geipel, G., Mibus, J., et Bernhard, G., 2006, Impact of humic acid on the uranium migration in the environment, in Merkel, B. J. et Hasche-Berger, A., eds., Uranium in the Environment Mining Impact and Consequences: Heidelberg, p. 107-116

Santé Canada, 2000, Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives naturelles (MRN). Récupéré de : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/norm-mrn/index-fra.php>

Santé Canada, 2003, Summary of Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Prepared by the Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Environmental and Occupational Health, 10 p

Santé Canada, 2004, Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé Volume 4 : Impacts sur la santé par secteur industriel. Récupéré de : <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-04-363F.pdf>

Santé Canada, 2008, Pouvez-vous donner des détails sur les doses de rayonnement? Récupéré de : <http://www.hc-sc.gc.ca/hc-ps/ed-ud/event-incident/radiolog/info/details-fra.php>

Santé Canada (2), 2008, Rapport de 2008 sur les radioexpositions professionnelles au Canada. Récupéré de : [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H126-1-2008-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H126-1-2008-fra.pdf)

Santé Canada, 2009, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique- Paramètres radiologiques. Récupéré de : [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/radiological\\_para-radiologiques/index-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/radiological_para-radiologiques/index-fra.php)

Saskatchewan Labour, Radiation Protection Guidelines for Uranium Exploration, Occupational Health and Safety, Saskatoon. Récupéré de : <http://www.lrws.gov.sk.ca/radiation-protection-guidelines-uranium-exploration>

SCC (Société canadienne du cancer), 2013, Statistiques canadiennes sur le cancer. Récupéré de : <http://www.cancer.ca/fr-ca/cancer-information/cancer-101/canadian-cancer-statistics-publication/?region=qc>

Schmidt, P., Kreybig, E., et Löbner, W., 2012, How Much Uranium Can Be Left at Former U Mining Sites? The Need for a Complex Assessment Framework, in Merkel, B., et Schipek, M., eds. *The New Uranium Mining Book: Challenge and Lessons learned*: Heidelberg, Springer, p. 151-160.

Schweitzer, G. K. et Pesterfield L. L., 2004, *The aqueous chemistry of the elements*: New York, Oxford University Press, 434 p.

Selenska-Pobkell, S., 2002, Chapter 8 - Diversity and activity of bacteria in uranium waste piles, Keith-Roach, M. J. et Livens, F. R., eds., *Radioactivity in the Environment: Amsterdam, Elsevier*, v. 2 *Interactions of Microorganisms with Radionuclides*, p. 225-254.

Selenska-Pobkell, S., Panak, P., Miteva, V., Boudakov, I., Bernhard, G., et Nitsche, H., 1999, Selective accumulation of heavy metals by three indigenous *Bacillus* strains, *B. cereus*, *B. megaterium* and *B. sphaericus*, from drain waters of a uranium waste pile: *FEMS Microbiology Ecology*, v. 29, p. 59–67.  
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1574-6941.1999.tb00598.x/pdf>

SERM (1), Saskatchewan Environment and Resource Management, Joint Federal-Provincial panel on uranium mining developments in northern Saskatchewan, 1997, *Uranium Mining Developments in Northern Saskatchewan: Dominique-Janine Extension, McClean Lake Project et Midwest joint venture*, 62 p.

SERM (2), Joint Federal-Provincial panel on uranium mining developments in northern Saskatchewan, 1997, *Midwest uranium mine project, Cigar Lake uranium mine project, Cumulative observations*, 151 p.

Sheppard, S. C., Sheppard, M. I., Gallerand, M., et Sanipelli, B., 2005, Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium: *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 79, p. 55–83.

Sheppard, M.I., et Thibault, D.H., 1984, Natural uranium concentrations of native plants over a low-grade ore body: *Canadian Journal of Botany*, v. 62, p. 1069-1075. Récupéré de : [http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/b84-147?origin=publication\\_detail&](http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/b84-147?origin=publication_detail&)

SIDEX (Société d'investissement dans la diversification de l'exploration), 2004, Explorer pour l'uranium au Québec, Bulletin stratégique pour la diversification. Récupéré de : <http://www.sidex.ca/Vpub/uranium/BulletinUranium.pdf>

Sievert, 2013, Les questions les plus fréquentes. Récupéré de : <http://www.sievert-system.org/WebMasters/fr/questions.html>

SIGÉOM (Système d'information géominière du Québec), 2014, Ressources naturelles Québec. Récupéré de : <http://sigeom.mrn.gouv.qc.ca>

SMA (Saskatchewan Mining Association) (1), 2013, Uranium: Environmental protection Récupéré de : <http://www.saskmining.ca/commodity-info/Commodities/27/uranium.html>

SMA (2), 2013, Uranium: Radiation protection & worker safety. Récupéré de : <http://www.saskmining.ca/commodity-info/Commodities/26/uranium.html>

Strateco (1), 2009, Étude d'impact sur l'environnement, Programme d'exploration souterraine, Propriété Matoush, volume 4. Récupéré de : [http://www.ceaa-acee.gc.ca/FE6E7984-docs/eie\\_v4-fra.pdf](http://www.ceaa-acee.gc.ca/FE6E7984-docs/eie_v4-fra.pdf)

Strateco (2), 2009, Étude d'impact sur l'environnement, Programme d'exploration souterraine, Propriété Matoush, volume 1. Récupéré de : [http://www.ceaa-acee.gc.ca/FE6E7984-docs/eie\\_v4-fra.pdf](http://www.ceaa-acee.gc.ca/FE6E7984-docs/eie_v4-fra.pdf)

Thomas, A.B. et Lenail, B., 1998, The transport System for High Grade McArthur River Uranium Ore, The Uranium Institute Twenty Third Annual International Symposium, London, 9-11 septembre, 1998. Récupéré de : <http://www.world-nuclear.org/sym/1998/pdfs/thom.pdf>

Tremblay, C., 2013, Formation en radioprotection – à l'intention des utilisateurs de matières radioactives. Service de sécurité et de prévention, Université Laval, 87 p. Récupéré de : [http://www.ssp.ulaval.ca/fileadmin/user\\_upload/PDF/formation\\_de\\_base\\_Radioprotection-v32-2013.pdf](http://www.ssp.ulaval.ca/fileadmin/user_upload/PDF/formation_de_base_Radioprotection-v32-2013.pdf)

ULB (Université Libre de Bruxelles), 2009, Sources naturelles de rayonnement Brussels. Récupéré de : [http://metronu.ulb.ac.be/Pauly/metronu/3\\_12.pdf](http://metronu.ulb.ac.be/Pauly/metronu/3_12.pdf)

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 2000, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume 1: Sources, UNSCEAR Rapport du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants, with scientific annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Vienne. 17 p. Récupéré de : [http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000\\_1.html](http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html)

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 2008, Sources and Effects of Ionizing Radiation, Volume 1, Annex B: Exposures of the Public and Workers from Various Sources of Radiation, 245 p. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Rapport du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants, Vienne. Récupéré de : [http://www.unscear.org/docs/reports/2008/09-86753\\_Report\\_2008\\_Annex\\_B.pdf](http://www.unscear.org/docs/reports/2008/09-86753_Report_2008_Annex_B.pdf)

U.S. NRC (United States Nuclear Regulatory Commission), 2008, Technical Basis for Assessing Uranium Bioremediation Performance, Office of Nuclear Regulatory Research. <http://pbadupws.nrc.gov/docs/ML0825/ML082540171.pdf>

Vandenhove, H., Hurtgen, C., et Payne, T. E., 2010, Uranium, in Atwood, D.A., ed., Radionuclides in the Environment: Chichester, John Wiley & Sons, p. 261-272.

Waggitt, P., 2004, Uranium mine rehabilitation: the story of the South Alligator Valley intervention. Journal of Environmental Radioactivity, 76 (1-2), p. 51-66

Waggitt, P., 2011, Modern uranium mining – the balanced approach to sustainability. Récupéré de Department of Resources, Northern Territory Government. Récupéré de : [http://www.ausimm.com.au/content/docs/branch/darwin\\_2011\\_08\\_presentation.pdf](http://www.ausimm.com.au/content/docs/branch/darwin_2011_08_presentation.pdf)

Wilkening, M., 1990, Radon in the environment, in Studies in Environmental Science: Amsterdam, Elsevier, v. 40, p. 29-41.

Winter, M., 2014, WebElements, The University of Sheffield et WebElements Ltd, UK. Récupéré de : [www.webelements.com](http://www.webelements.com)

Wollenberg, P., 2012, Environmental Management Systems in Uranium Exploration at AREVA Resources Canada Inc. (ARC) in Merkel, B., et Schipek, M., eds., The new uranium mining book: Challenge and lessons learned : Heidelberg, Springer, p 247-252.

WNA (World Nuclear Association), 2012, Uranium mining overview. Récupéré de : <http://world-nuclear.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Mining-of-Uranium/Uranium-Mining-Overview/#.Ui0i5jY98cY>

WNA, 2011, Environmental Aspects of Uranium Mining. Récupéré de : <http://www.world-nuclear.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Mining-of-Uranium/Environmental-Aspects-of-Uranium-Mining/#.UiotejY98cY>

WNA, 2009, Uranium and depleted uranium. Récupéré de : <http://world-nuclear.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Uranium-Resources/Uranium-and-Depleted-Uranium/#.UmQQnfk2Ynt>

## ANNEXE 1 – RÈGLEMENTS ET LOIS CANADIENS ET INTERNATIONAUX

Compétence	Titre de la loi ou du règlement	Adresse Internet
Canada	Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives naturelles (MRN)	<a href="http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/norm-mrn/00ehd245.pdf">http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/norm-mrn/00ehd245.pdf</a>
	Règlement sur la radioprotection	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2000-203.pdf">http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2000-203.pdf</a>
	Règlement sur les mines et les usines de concentration d'uranium	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/sor-2000-206/index.html">http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/sor-2000-206/index.html</a>
	Règlement sur l'emballage et le transport des substances nucléaires	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2000-208.pdf">http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2000-208.pdf</a>
	Loi de 1992 sur le transport des marchandises dangereuses	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/T-19.01/">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/T-19.01/</a>
	Règlement sur les effluents des mines de métaux	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2002-222.pdf">http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2002-222.pdf</a>
	Loi sur Investissement Canada	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/I-21.8/index.html">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/I-21.8/index.html</a>
	Loi sur l'énergie nucléaire	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/A-16/">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/A-16/</a>
	Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012)	<a href="http://laws.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.21/index.html">http://laws.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.21/index.html</a>
	Loi sur la responsabilité nucléaire	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N-28/index.html">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N-28/index.html</a>
	Loi sur les dispositifs émettant des radiations	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/R-1/index.html">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/R-1/index.html</a>
	Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N%2D28.3/">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N%2D28.3/</a>
	Loi sur les déchets de combustible nucléaire	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/N-27.7/">http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/N-27.7/</a>
	Loi sur le terrorisme nucléaire	<a href="http://www.parl.gc.ca/HousePublications/Publication.aspx?Mode=1&amp;DocId=6246171&amp;Language=F">http://www.parl.gc.ca/HousePublications/Publication.aspx?Mode=1&amp;DocId=6246171&amp;Language=F</a>
	Règlement sur les sanctions administratives pécuniaires de la Commission canadienne de sûreté nucléaire	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2013-139/TexteComplet.html">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2013-139/TexteComplet.html</a>
	Règlement sur les installations nucléaires de catégorie I	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-204/page-1.html">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-204/page-1.html</a>
	Règlement sur les installations nucléaires et l'équipement réglementé de catégorie II	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-205/">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2000-205/</a>
Saskatchewan	Radiation Protection Guidelines for Uranium Exploration	<a href="http://www.lrws.gov.sk.ca/radiation-protection-guidelines-uranium-exploration">http://www.lrws.gov.sk.ca/radiation-protection-guidelines-uranium-exploration</a>
	The Occupational Health and Safety Act, 1993	<a href="http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Statutes/Statutes/O1-1.pdf">http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Statutes/Statutes/O1-1.pdf</a>
	The Radiation Health and Safety Act, 1985	<a href="http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Statutes/Statutes/R1-">http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Statutes/Statutes/R1-</a>
	The Mines Regulations, 2003	<a href="http://www.qp.gov.sk.ca/documents/english/Regulations/Regulations">http://www.qp.gov.sk.ca/documents/english/Regulations/Regulations</a>
	Mineral Exploration Guidelines for Saskatchewan, 2012	<a href="http://www.environment.gov.sk.ca/mineralexploration">http://www.environment.gov.sk.ca/mineralexploration</a>
Règlement d'exclusion des mines d'uranium et des usines de concentration d'uranium de la Saskatchewan	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2001-115/index.html">http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2001-115/index.html</a>	
Ontario	Règlement sur la santé et la sécurité au travail dans les mines d'uranium de l'Ontario	<a href="http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-84-435.pdf">http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-84-435.pdf</a>
Australie	Safety Guide, Monitoring, Assessing and Recording Occupational Radio Doses in Mining and Mineral processing	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9_1.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9_1.pdf</a>

	TR Radiation protection in the mining and milling of radioactive ores part 1-10	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/technicalreports/arl095_vol1_pt1.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/technicalreports/arl095_vol1_pt1.pdf</a>
	Code of Practice for the Near Surface Disposal of Radioactive Waste in Australia	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/rhs/rhs35.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/rhs/rhs35.pdf</a>
	Code of Practice on the Management of Radioactive Waste from the Mining and Milling of Radioactive Ores 1982 (CoA 1982)	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9.pdf</a>
	Technical Report: Classification and Disposal of Radioactive Waste in Australia	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/technicalreports/tr152.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/technicalreports/tr152.pdf</a>
	Environmental protection: Development of an Australian approach for assessing effects of ionising radiation on non-human species	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/technicalreports/tr154.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/technicalreports/tr154.pdf</a>
	RPS No. 9 Code of Practice and Safety Guide for Radiation Protection and Radioactive Waste Management in Mining and Mineral Processing (2005)	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9.pdf</a>
	TR: Dose Calculations for intake of ore dust	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9_1.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9_1.pdf</a>
	RPS No. 9.1 Safety Guide for Monitoring, Assessing and Recording	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9_1.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9_1.pdf</a>
	Radiation Protection and Radioactive Waste Management in Mining and Mineral Processing (2005)	<a href="http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9.pdf">http://www.arpansa.gov.au/pubs/rps/rps9.pdf</a>
	Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Act 1998	<a href="http://www.austlii.edu.au/au/legis/cth/consol_act/arpansa1998487/">http://www.austlii.edu.au/au/legis/cth/consol_act/arpansa1998487/</a> <a href="http://www.pir.sa.gov.au/minerals/licensing_and_regulation/mining_operations/uranium_mine_incident_reporting">http://www.pir.sa.gov.au/minerals/licensing_and_regulation/mining_operations/uranium_mine_incident_reporting</a>
Australie-Méridionale	Occupational Health, Safety and Welfare Act 1986	<a href="http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/OCCUPATIONAL%20HEALTH%20SAFETY%20AND%20WELFARE%20ACT%201986.aspx">http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/OCCUPATIONAL%20HEALTH%20SAFETY%20AND%20WELFARE%20ACT%201986.aspx</a>
	Environment Protection Act 1993	<a href="http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/ENVIRONMENT%20PROTECT">http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/ENVIRONMENT%20PROTECT</a>
	Dangerous Substances Act 1979	<a href="http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/DANGEROUS%20SUBSTANC">http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/DANGEROUS%20SUBSTANC</a>
	Radiation Protection and Control Act 1982	<a href="http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/RADIATION%20PROTECTION">http://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/RADIATION%20PROTECTION</a>
Australie-Occidentale	NORM series 1-7	<a href="http://www.dmp.wa.gov.au/6745.aspx">http://www.dmp.wa.gov.au/6745.aspx</a>
États-Unis	Health and environmental standards for uranium mill tailings	<a href="http://www.law.cornell.edu/uscode/text/42/2022">http://www.law.cornell.edu/uscode/text/42/2022</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 141 - National Primary Drinking Water Regulations	<a href="http://www.law.cornell.edu/cfr/text/40/141">http://www.law.cornell.edu/cfr/text/40/141</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 144 - Underground Injection Control Program	<a href="http://water.epa.gov/type/groundwater/uic/regulations.cfm">http://water.epa.gov/type/groundwater/uic/regulations.cfm</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 145 - State UIC Program Requirements	<a href="http://water.epa.gov/type/groundwater/uic/regulations.cfm">http://water.epa.gov/type/groundwater/uic/regulations.cfm</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 146 - Underground Injection Control Program Criteria and Standards	<a href="http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2012-title40-vol24/xml/CFR-2012-title40-vol24-part146.xml">http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2012-title40-vol24/xml/CFR-2012-title40-vol24-part146.xml</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 147 - State Underground Injection Control Programs	<a href="http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2012-title40-vol24/xml/CFR-2012-title40-vol24-part147.xml">http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2012-title40-vol24/xml/CFR-2012-title40-vol24-part147.xml</a>
	NRC Regulatory Guides Division 7 Transport	<a href="http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/reg-">http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/reg-</a>
	49 CFR Part 171-177 (Transport)	<a href="http://www.law.cornell.edu/cfr/text/49/171">http://www.law.cornell.edu/cfr/text/49/171</a>
	Uranium Mill Tailings Radiation Control Act (UMTRCA) 1978 (92 ST. 3021; 42 U.S.C. 7901)	

	U.S. EPA: 40 CFR Part 61 - National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants	<a href="http://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?c=ecfr&amp;tpl=/ecfrbrowse/Title40/40cfr61_main_02.tpl">http://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?c=ecfr&amp;tpl=/ecfrbrowse/Title40/40cfr61_main_02.tpl</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 264 - Standards for Owners and Operators of Hazardous Waste Treatment, Storage, and Disposal Facilities	<a href="http://www.wbdg.org/ccb/EPA/40cfr264.pdf">http://www.wbdg.org/ccb/EPA/40cfr264.pdf</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 440 - Effluent Guidelines and Standards - Ore Mining and Dressing Point Source Category	<a href="http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title40-vol9/pdf/CFR-2013-title40-vol9.pdf">http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title40-vol9/pdf/CFR-2013-title40-vol9.pdf</a>
	U.S. NRC: 10 CFR Part 40 - Domestic Licensing of Source Material	<a href="http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title10-vol1/pdf/CFR-2013-title10-vol1.pdf">http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title10-vol1/pdf/CFR-2013-title10-vol1.pdf</a>
	U.S. EPA: 40 CFR Part 192 - Health and Environmental Protection Standards for Uranium and Thorium Mill Tailings	<a href="http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title10-vol1/pdf/CFR-2013-title10-vol1.pdf">http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title10-vol1/pdf/CFR-2013-title10-vol1.pdf</a>
	U.S. DOE: Order 5400.5 - Radiation Protection of the Public and the Environment	
	U.S. NRC: 10 CFR Part 20 - Standards for Protection Against Radiation	<a href="http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title10-vol1/pdf/CFR-2013-title10-vol1.pdf">http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2013-title10-vol1/pdf/CFR-2013-title10-vol1.pdf</a>
Oregon	DIVISION 92 : Standards for the siting of uranium mills in Oregon	<a href="http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_09_2.html">http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_09_2.html</a>
	DIVISION 95: Construction, Operation , and Decommissioning rules for Uranium Mills	<a href="http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_09_5.html">http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_09_5.html</a>
	Division 60 : Transportation of Radioactive Material	<a href="http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_06_0.html">http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_06_0.html</a>
	Division 50 : Radioactive Waste Materials	<a href="http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_05.html">http://arcweb.sos.state.or.us/pages/rules/oars_300/oar_345/345_05.html</a>
	DIVISION 110: Radiation Safety Requirements for Radioactive Tailings and Ponds	
Washington	WAC, Title 246, Chapter 246-252	<a href="http://apps.leg.wa.gov/wac/default.aspx?cite=246-252">http://apps.leg.wa.gov/wac/default.aspx?cite=246-252</a>
	Title 70, Chapter 70.99 Radioactive Waste Storage and Transportation Act of 1980	<a href="http://apps.leg.wa.gov/RCW/default.aspx?cite=70.99">http://apps.leg.wa.gov/RCW/default.aspx?cite=70.99</a>
	Title 70, Chapter 70.121 Mill Tailings - Licensing and Perpetual Care	<a href="http://apps.leg.wa.gov/RCW/default.aspx?cite=70.121">http://apps.leg.wa.gov/RCW/default.aspx?cite=70.121</a>
	Title 70 Public Health and Safety, Chapter 98 Nuclear Energy and Radiation	<a href="http://apps.leg.wa.gov/rcw/default.aspx?Cite=70">http://apps.leg.wa.gov/rcw/default.aspx?Cite=70</a>
Texas	Chapter 331 Underground Injection Control	<a href="http://info.sos.state.tx.us/pls/pub/readtac\$ext.ViewTAC?tac_view=4&amp;ti=30&amp;pt=1&amp;ch=331">http://info.sos.state.tx.us/pls/pub/readtac\$ext.ViewTAC?tac_view=4&amp;ti=30&amp;pt=1&amp;ch=331</a>
Nebraska	Title 122 Rules and Regulations for Underground Injection and Mineral Production Wells	<a href="http://www.deq.state.ne.us/RuleAndR.nsf/Pages/122-TOC">http://www.deq.state.ne.us/RuleAndR.nsf/Pages/122-TOC</a>
Colorado	Part 17 - Transportation of Radioactive Part 18: Licensing Requirements for Uranium and Thorium Processing	<a href="http://www.colorado.gov/cs/Satellite/CDPHE-">http://www.colorado.gov/cs/Satellite/CDPHE-</a> <a href="http://www.ehs.colostate.edu/WRad/PDF/Part18_Uranium_Thorium_Processing.pdf">http://www.ehs.colostate.edu/WRad/PDF/Part18_Uranium_Thorium_Processing.pdf</a>
AIEA	IAEA Safety Standard Series, Radiation protection and safety of radiation sources: International Basic safety standards	<a href="http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/p1531interim_web.pdf">http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/p1531interim_web.pdf</a>
	IAEA Safety standards series No. RS-G-1.6, Vienna 2004. 95 p. (supersedes IAEA Safety Series No. 26)	<a href="http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1183_web.pdf">http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1183_web.pdf</a>
	Best Practice in Environmental Management of Uranium Mining	<a href="http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/8122/Best-Practice-in-Environmental-Management-of-Uranium-Mining">http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/8122/Best-Practice-in-Environmental-Management-of-Uranium-Mining</a>

---

Security in the transport of Radioactive	<a href="http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/pub1348_web.pdf">http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/pub1348_web.pdf</a>
Fundamental Safety Principles	<a href="http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1273_web.pdf">http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1273_web.pdf</a>
Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material	<a href="http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1384_web.pdf">http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1384_web.pdf</a>

---