

## ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES RELIÉS À LA PRÉSENCE D'URANIUM POUR LES HERBIVORES



## Équipe de réalisation

---

### Recherche et rédaction

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue<sup>1</sup>

### Révision scientifique

Gaëlle Triffault-Bouchet, Ph. D., écotoxicologue<sup>1</sup>

Louis Martel, M. Sc., écotoxicologue<sup>1</sup>

### Mise en page

Vicky Gagnon, adjointe administrative<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup>Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études.

Crédits photos – page couverture :

Francis Boudreau, site Internet du MDDEFP

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Léo-Guy de Repentigny, site Internet du Service canadien de la faune

Jim Stasz, site Internet Pat Scott's Sound and Vision, Université d'Idaho

Denis Paquette, site Internet du MDDEFP

# TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION .....	1
2	ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE.....	2
2.1	DESCRIPTION SOMMAIRE DE LA CONTAMINATION .....	2
2.1.1	Concentration des contaminants métalliques dans l'air.....	3
2.1.2	Concentration des contaminants métalliques dans les plantes terrestres (Cp).....	3
2.1.3	Concentration mesurée des contaminants dans les invertébrés terrestres (Cv) .....	3
2.1.4	Concentration des contaminants dans les petits mammifères (Cm) .....	4
2.2	MÉTHODOLOGIE.....	4
2.2.1	Modèle conceptuel.....	5
2.2.1.1	Scénario d'exposition retenu pour la faune et la flore .....	5
2.2.1.2	Identification des mécanismes de transport des contaminants .....	5
2.2.1.3	Mise en suspension des particules de sol.....	5
2.2.1.4	Volatilisation à partir des sols.....	5
2.2.1.5	Ruissellement et écoulement à travers les sols de surface.....	5
2.2.1.6	Bioconcentration.....	5
2.2.2	Identification des récepteurs écologiques .....	5
2.2.3	Identification des voies d'exposition .....	7
2.2.4	Identification des réponses écologiques appréhendées.....	8
2.2.5	Identification des hypothèses de travail.....	8
2.3	VALEURS DE RÉFÉRENCE TOXICOLOGIQUES.....	9
2.4	DÉTERMINATION DES DOSES D'EXPOSITION .....	10
2.4.1	Calcul de la dose par inhalation.....	10
2.4.2	Calcul de la dose par ingestion d'aliments .....	11
2.4.3	Calcul de la dose par ingestion de sol.....	14
2.4.4	Calcul de la dose par ingestion d'eau .....	15
2.4.5	Calcul de la dose d'exposition totale .....	16
2.5	CARACTÉRISATION DU RISQUE.....	17
2.5.1	Perturbation des communautés de plantes et d'invertébrés terrestres .....	17
2.5.2	Diminution de la survie ou de la reproduction des oiseaux .....	18
2.5.3	Diminution de la survie ou de la reproduction des mammifères .....	18
3	CONCLUSION.....	19
4	BIBLIOGRAPHIE .....	20

# LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : CONCENTRATIONS DANS LES SOLS RETENUES POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE.....	2
TABLEAU 2 : VOIES D'EXPOSITION CONSIDÉRÉES POUR CHACUN DES RÉCEPTEURS.....	7
TABLEAU 3 : CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE RETENUES POUR L'ESTIMATION DES RISQUES RELIÉS À UNE EXPOSITION À L'URANIUM .....	9
TABLEAU 4 : VALEURS ATTRIBUÉES AUX TERMES PDS ET TAUX D'INHALATION CORRESPONDANTS.....	11
TABLEAU 5 : TAUX D'INGESTION DE SOLS POUR LES RÉCEPTEURS RETENUS .....	15
TABLEAU 6 : TAUX D'INGESTION D'EAU POUR LES RÉCEPTEURS RETENUS .....	16
TABLEAU 7 : INDICES DE RISQUES POUR LES PLANTES TERRESTRES EXPOSÉS À L'URANIUM.....	17
TABLEAU 8 : INDICES DE RISQUES POUR LES OISEAUX EXPOSÉS À L'URANIUM. ....	18
TABLEAU 9 : INDICES DE RISQUES POUR LES MAMMIFÈRES EXPOSÉS À L'URANIUM.....	18

# 1 INTRODUCTION

L'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE) a pour objet d'estimer les possibilités ou les probabilités d'occurrence d'effets néfastes chez des récepteurs écologiques susceptibles d'être affectés à la suite de l'exposition à une ou plusieurs substances, selon les caractéristiques propres à la source de contamination et au site à l'étude (CEAEQ, 1998). Elle permet d'estimer les risques associés à la toxicité chimique des contaminants. Selon le niveau de précision et les informations disponibles, deux stades d'ÉRE sont considérées : l'ÉRE préliminaire et l'ÉRE quantitative. La première vise à vérifier l'absence de risque significatif pour des récepteurs écologiques représentatifs d'un écosystème, pour une situation de contamination spécifique. L'ÉRE quantitative vise à caractériser, le plus précisément possible et avec un minimum d'incertitudes, le risque pour ces récepteurs. Cette ÉRE requiert donc une caractérisation du terrain beaucoup plus poussée que pour l'ÉRE préliminaire.

La présente ÉRE a été réalisée afin de répondre aux interrogations du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) générique sur la filière uranifère au Québec sur les risques potentiels associés à la présence d'uranium sur un site minier uranifère pour les organismes herbivores. C'est par conséquent l'ÉRE préliminaire qui a été privilégiée. En plus des risques pour les organismes herbivores, cette ÉRE permettra d'estimer si l'uranium présent dans les sols entourant un site minier uranifère pourrait entraîner (1) une diminution de la capacité du sol à soutenir un écosystème édaphique sur le terrain ou dans ses environs immédiats et/ou (2) une diminution de la survie et de la reproduction des espèces animales vertébrées qui sont directement ou indirectement en contact avec les contaminants.

Cette ÉRE a été réalisée uniquement sur l'uranium. En effet, par manque de données sur leur toxicité chimique, cette démarche n'a pu être réalisée pour les descendants de l'uranium, également présents dans les minerais d'uranium.

## 2 ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

### 2.1 DESCRIPTION SOMMAIRE DE LA CONTAMINATION

Les teneurs naturelles du sol en uranium dans le monde varient habituellement entre 1,0 et 5,5 mg U/kg (Kabata Pendias et Pendias, 2001). Plusieurs auteurs rapportent une concentration moyenne de 2,0 mg U/kg dans les sols (WHO, 2001; CCME, 2007; Zavodska et collab., 2008). La concentration en uranium dans les sols peut aussi atteindre, localement, des dizaines, voire des centaines de mg/kg de sol, du fait d'anomalies géologiques ou d'activités minières (résidus et dépôts atmosphériques associés). Dans les résidus miniers, ces concentrations varient entre 3 et 572 mg/kg (Plant et collab., 1999).

Les concentrations dans le sol retenues pour l'évaluation du risque écotoxicologique associé à l'uranium sont présentées au Tableau 1. Ces concentrations correspondent aux concentrations maximales rapportées dans la littérature pour les résidus miniers. Elles constituent donc le pire des scénarios possibles.

**TABLEAU 1 : CONCENTRATIONS DANS LES SOLS RETENUES POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE**

Média	Concentration retenue Maximum
Sol (Résidu minier)	572 mg/kg

Afin d'obtenir un estimé des concentrations pouvant être mesurées dans les eaux de surface temporairement disponibles sur un site minier pour les récepteurs écologiques, les concentrations en uranium dans l'eau ont été estimées à l'aide du modèle suivant (MEF, 1996) :

$$C_e = C_s \times 0,315 \times 0,001 \quad (\text{éq. 2.1})$$

où

$C_e$  : concentration du contaminant dans l'eau de surface provenant du ruissellement (mg/l);

$C_s$  : concentration en uranium dans le sol (mg/kg);

0,315 : concentration de matières en suspension dans l'eau (g/l);

0,001 : constante de conversion d'unités (de g à kg).

Ce calcul simplifié suppose que tout le contaminant entrant en contact avec le cours d'eau demeure en suspension dans l'eau, adsorbé aux particules, ce qui n'est généralement pas représentatif de la réalité et peut entraîner une surestimation importante des concentrations potentielles dans l'eau. La concentration de matières en suspension a, par ailleurs, été calculée en présumant des précipitations annuelles de l'ordre de 1 mètre. Cette hypothèse entraîne également une surestimation des concentrations réelles provenant du ruissellement de surface.

### 2.1.1 Concentration des contaminants métalliques dans l'air

Les concentrations de contaminants dans l'air ont été calculées en présumant que les sources d'émission de contaminants dans l'air proviennent de la remise en suspension de particules de sol par érosion éolienne. L'équation suivante présente la méthode de calcul :

$$C_{\text{air.ext.p}} = 25 \times C_{\text{sol}} \times 1,0E^{-09} \quad (\text{éq. 2.2})$$

où

$C_{\text{air.ext.p}}$  : concentration dans l'air extérieur résultant de la mise en suspension de particules de sol ( $\text{mg}/\text{m}^3$ );

25 : concentration de matières particulaires dans l'air provenant des sols ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ); valeur par défaut proposée pour une occupation industrielle du sol (MEF, 1996) et retenue en raison de son conservatisme;

$C_{\text{sol}}$  : concentration du contaminant dans les sols de surface ( $\text{mg}/\text{kg}$ );

$1,0 E-09$  : facteur de conversion d'unités (de kg à  $\mu\text{g}$ ).

### 2.1.2 Concentration des contaminants métalliques dans les plantes terrestres ( $C_p$ )

Différentes concentrations d'uranium dans les plantes sont rapportées dans la littérature. Cependant, celles-ci sont habituellement associées à des concentrations obtenues en laboratoire et ne sont pas nécessairement représentatives des concentrations retrouvées sur un site uranifère donné. Pour davantage représenter la réalité d'un site donné, les concentrations dans les plantes terrestres ont donc été estimées à l'aide de l'équation suivante (Travis et Arms, 1988) :

$$C_p = C_{\text{sol}} \times FB_p \quad (\text{éq. 2.3})$$

où

$C_p$  : concentration du contaminant dans les plantes terrestres (poids sec;  $\text{mg}/\text{kg}$ );

$C_{\text{sol}}$  : concentration en uranium dans le sol (poids sec,  $\text{mg}/\text{kg}$ );

$FB_p$  : facteur de bioconcentration sol-plante.

Selon la revue de littérature portant sur la bioaccumulation et la toxicité de l'uranium en milieu terrestre (CEAEQ, 2014a), les facteurs de bioconcentration vers les plantes varient entre 0,0005 et 1,1. Par conservatisme, la valeur la plus élevée a été retenue pour cette analyse.

### 2.1.3 Concentration mesurée des contaminants dans les invertébrés terrestres ( $C_v$ )

Les concentrations dans les vers de terre sont pour leur part calculées à l'aide de l'équation :

$$C_v = C_{\text{sol}} \times FB_v \quad (\text{éq. 2.4})$$

où

$C_v$  : concentration dans les vers de terre (poids sec;  $\text{mg}/\text{kg}$ );

$C_{\text{sol}}$  : concentration en uranium dans le sol (poids sec,  $\text{mg}/\text{kg}$ );

$FB_v$  : facteur de bioconcentration sol-ver de terre (sans unité).

Sheppard et Evenden (1992) rapportent des valeurs de FBC de 0,082 à 2,38 pour le nitrate d'uranyle pour des vers de terre prélevés dans différents types de sols. Par mesure de conservatisme, le FBC 1 plus élevé a été retenu pour cette étude.

#### 2.1.4 Concentration des contaminants dans les petits mammifères (Cm)

Il n'existe pas de modèle pour estimer les concentrations en uranium dans les petits mammifères herbivores. Dans ces circonstances, l'utilisation d'un facteur de bioconcentration est recommandée :

$$C_m = C_{sol} \times FB_m \times PA \quad (\text{éq. 2.5})$$

où

C<sub>m</sub> : concentration du contaminant dans les petits mammifères (poids sec; mg/kg);

C<sub>sol</sub> : concentration du contaminant dans les sols (poids sec; mg/kg);

FB<sub>m</sub> : facteur de bioconcentration sol-petits mammifères spécifique à un contaminant donné (sans unité);

PA : proportion de l'aire utilisée par l'espèce proie qui se trouve dans la zone contaminée (fraction).

Selon la revue de littérature réalisée par le CEAEQ sur la toxicité et la bioaccumulation de l'uranium (CEAEQ, 2014a), les facteurs de bioconcentration de l'uranium vers les mammifères sont inférieurs à 1. Par souci de conservatisme, la valeur unitaire a été retenue dans les calculs réalisés. La fraction de l'habitat de l'espèce qui se retrouve dans la zone contaminée a arbitrairement été fixée à 100 %. La valeur du PA a donc été fixée à 1.

## 2.2 MÉTHODOLOGIE

Selon la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* (CEAEQ, 1998), l'approche préconisée pour une gestion des risques servant d'alternative à l'application des critères génériques est une évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE) plutôt qu'une évaluation du danger écotoxicologique (ÉDÉ). L'objectif ultime de l'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE) consiste à déterminer si les contaminants sur un site donné provoquent une réponse écologique significative se traduisant par un changement de la structure ou des fonctions de l'écosystème, qui excède la variabilité naturelle de ce système.

Un risque écotoxicologique tolérable correspond à un faible niveau de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire à un faible changement structurel ou fonctionnel pouvant excéder la variabilité naturelle mais ne mettant pas en cause la pérennité des récepteurs.

La démarche suivie pour la réalisation de cette évaluation des risques est basée sur la procédure décrite par le CEAEQ (1998). Dans un premier temps, le modèle conceptuel, les mécanismes de transport dans l'environnement ainsi que les principaux récepteurs écologiques et leurs voies d'exposition sont décrits. La méthode d'évaluation et l'estimation des risques sont par la suite présentées.

## **2.2.1 MODÈLE CONCEPTUEL**

### **2.2.1.1 Scénario d'exposition retenu pour la faune et la flore**

Par conservatisme, la modélisation de la présente analyse été effectuée en considérant que l'ensemble des sols du site minier sont à nu.

### **2.2.1.2 Identification des mécanismes de transport des contaminants**

Les mécanismes de transport retenus dans le cadre de cette étude sont les suivants : l'érosion éolienne, la volatilisation à partir des sols ainsi que la bioaccumulation / bioamplification.

Les différents mécanismes de transport des contaminants sont présentés ci-dessous. Il faut noter que l'évaluation réalisée ici ne tient pas directement compte des mécanismes de transformation (oxydation/réduction, complexation).

### **2.2.1.3 Mise en suspension des particules de sol**

L'érosion éolienne et la mise en suspension de particules de sol sont considérées comme des voies de transport sur des sites miniers. L'exposition aux particules de sol résultant de la mise en suspension par le vent a été incluse au modèle conceptuel.

### **2.2.1.4 Volatilisation à partir des sols**

L'uranium retrouvé sur le site minier n'est pas volatil. L'exposition à cette substance par la voie d'inhalation de la phase gazeuse n'est donc pas retenue.

### **2.2.1.5 Ruissellement et écoulement à travers les sols de surface**

Il y a habituellement peu d'eau de surface directement sur un site minier, mais des accumulations d'eau peuvent se former à certains endroits lors de précipitations. Par conséquent, les récepteurs écologiques présents sur le site pourraient boire cette eau. Ce mécanisme de transfert des contaminants vers les compartiments environnementaux biologiques a donc été intégré au modèle conceptuel en ce qui concerne les récepteurs terrestres.

### **2.2.1.6 Bioconcentration**

Bien qu'à de faibles niveaux, l'uranium peut présenter une propension à la bioconcentration. Ainsi, dans la mesure où il est présent sur un site minier, les plantes et l'ensemble des organismes en contact avec les sols sont susceptibles de prendre en charge et d'accumuler l'uranium présent dans le sol. Ces organismes représentent donc une voie de transport des contaminants vers les organismes de niveaux trophiques supérieurs.

## **2.2.2 Identification des récepteurs écologiques**

Les récepteurs écologiques ont été sélectionnés à partir des espèces susceptibles d'être présentes au pourtour d'un site minier uranifère. Les récepteurs écologiques considérés dans le cadre cette analyse écotoxicologique sont :

- les plantes et les invertébrés terrestres;
- les oiseaux granivores (représentés par le Bruant des prés);
- les oiseaux omnivores de niveau trophique intermédiaire (représentés par le Merle d'Amérique);
- les oiseaux herbivores (représentés par la Bernache du Canada);
- les oiseaux prédateurs (représentés par la Crécerelle d'Amérique);
- les oiseaux prédateurs de niveau trophique supérieur (représentés par le Grand-duc d'Amérique);
- les petits mammifères terrestres herbivores (représentés par le Campagnol des champs);
- les petits mammifères insectivores (représentés par la Grande musaraigne);
- les mammifères terrestres omnivores (représentés par le Raton laveur);
- les mammifères terrestres omnivores prédateurs (représentés par le Renard roux);
- les grands mammifères terrestres herbivores (représentés par l'Original).

Tel qu'exigé par le CEAEQ (1998), les plantes terrestres et les invertébrés terrestres ont été retenus comme récepteurs écologiques. Le ver de terre, qui constitue une part importante de la diète du Merle d'Amérique, a été retenu comme organisme représentatif des invertébrés du sol.

Le Merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) a été retenu pour représenter tous les oiseaux appartenant au niveau trophique intermédiaire (insectivore/omnivore) qui sont susceptibles d'exploiter les ressources du site. Le merle se nourrit principalement d'invertébrés (vers de terre) qui sont directement en contact avec les sols et qui sont donc susceptibles d'accumuler les contaminants dans leurs tissus. Il représente un bon indicateur de la contamination des sols, étant donné son mode d'alimentation.

Le Bruant des prés (*Passerculus sandwichensis*) a été retenu pour représenter les oiseaux omnivores qui sont souvent en contact direct avec le sol et très susceptibles d'être présents dans les aires ouvertes composées de graminées.

La Bernache du Canada (*Branta canadensis*), une espèce qui se nourrit principalement par le broutage de plantes terrestres, est retenue pour représenter les espèces aviennes herbivores. Malgré l'association de cette espèce avec les milieux aquatiques, son mode d'alimentation fait en sorte qu'elle est principalement exposée via les sols et est donc classée ici avec les récepteurs terrestres.

Un autre groupe considéré est celui des oiseaux prédateurs de vertébrés. La Crécerelle d'Amérique a été sélectionnée afin de représenter les oiseaux prédateurs pouvant être présents sur le site, et dont la diète est essentiellement composée de petits mammifères. Le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) a également été sélectionné afin de représenter ce groupe. Il permet d'évaluer les effets de la bioaccumulation et du cheminement des contaminants dans la chaîne trophique, celui-ci se retrouvant tout au haut de la chaîne alimentaire.

De la même façon, le Campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*) et la Grande Musaraigne (*Blarina brevicauda*), qui possèdent des aires de distribution très répandues, ont été sélectionnés afin de représenter les petits mammifères terrestres herbivores et insectivores, respectivement, potentiellement présents sur le site. Le Raton laveur a été intégré au modèle conceptuel puisqu'il est exposé aux sols contaminés par son mode d'alimentation omnivore, qui

incorpore une proportion d'insectes et de vers de terre directement en contact avec les sols contaminés. De plus, cette espèce se nourrit de petits vertébrés. Le Raton laveur est donc situé à un niveau élevé dans la chaîne trophique, ce qui le rend encore plus susceptible de bioaccumuler les contaminants. L'Original (*Alces alces*) a quant à lui été retenu comme représentatif des grands mammifères herbivores.

Par ailleurs, le Renard roux (*Vulpes vulpes*) a été ajouté au modèle conceptuel pour représenter les mammifères terrestres omnivores qui sont présents sur le site. Il se nourrit principalement de petits mammifères, et peut compléter sa diète avec des plantes et des invertébrés.

### 2.2.3 Identification des voies d'exposition

Pour chacun des récepteurs écologiques sélectionnés, les voies potentielles d'exposition aux contaminants sont identifiées au Tableau 2.

**TABLEAU 2 : VOIES D'EXPOSITION CONSIDÉRÉES POUR CHACUN DES RÉCEPTEURS**

Récepteur	Voies d'exposition
Plantes terrestres	
Invertébrés du sol (vers de terre)	– Contact direct avec les sols
Oiseaux de niveaux trophiques intermédiaires (Merle d'Amérique, <i>Turdus migratorius</i> )	– Inhalation – Ingestion de plantes terrestres (parties aériennes) – Ingestion d'invertébrés (vers de terre)
Oiseaux granivores (Bruant des prés, <i>Passerculus sandwichensis</i> )	– Ingestion de sol – Ingestion d'eau –
Oiseaux herbivores (Bernache du Canada, <i>Branta canadensis</i> )	– Inhalation – Ingestion de plantes terrestres (parties aériennes) – Ingestion de racines – Ingestion de sol – Ingestion d'eau
Oiseaux prédateurs (Crécerelle d'Amérique <i>Falco sparverius</i> )	– Inhalation – Ingestion d'invertébrés (vers de terre) – Ingestion de vertébrés (petits mammifères) – Ingestion de sol – Ingestion d'eau
Oiseaux prédateurs de niveau trophique supérieur (Grand-duc d'Amérique, <i>Bubo virginianus</i> )	– Inhalation – Ingestion de petits mammifères – Ingestion de sol – Ingestion d'eau
Petits mammifères terrestres herbivores (Campagnol des champs, <i>Microtus pennsylvanicus</i> )	– Inhalation – Ingestion de plantes terrestres (parties aériennes) – Ingestion de plantes terrestres (racines) – Ingestion d'invertébrés (vers de terre) – Ingestion de sol – Ingestion d'eau

Récepteur	Voies d'exposition
Petits mammifères terrestres insectivores (Grande musaraigne, <i>Blarina brevicauda</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Inhalation</li> <li>- Ingestion de plantes terrestres (parties aériennes)</li> <li>- Ingestion de plantes terrestres (racines)</li> <li>- Ingestion d'invertébrés (vers de terre)</li> <li>- Ingestion de vertébrés (petits mammifères)</li> <li>- Ingestion de sol</li> <li>- Ingestion d'eau</li> </ul>
Mammifères terrestres omnivores (Raton laveur, <i>Procyon lotor</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Inhalation</li> <li>- Ingestion de plantes terrestres (parties aériennes)</li> <li>- Ingestion d'invertébrés (vers de terre)</li> <li>- Ingestion de vertébrés (petits mammifères)</li> <li>- Ingestion de sol</li> <li>- Ingestion d'eau</li> </ul>
Mammifères terrestres omnivores (Renard roux, <i>Vulpes vulpes</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Inhalation</li> <li>- Ingestion de plantes terrestres (parties aériennes)</li> <li>- Ingestion d'invertébrés (vers de terre)</li> <li>- Ingestion de vertébrés (petits mammifères et oiseaux)</li> <li>- Ingestion de sol</li> <li>- Ingestion d'eau</li> </ul>
Grands mammifères terrestres herbivores (Orignal, <i>Alces alces</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Inhalation</li> <li>- Ingestion de plantes terrestres (parties aériennes)</li> <li>- Ingestion de sol</li> <li>- Ingestion d'eau</li> </ul>

Pour les invertébrés et les plantes terrestres, seul le contact direct est retenu. Le contact direct réfère au lien étroit avec le compartiment environnemental considéré (sols), toutes voies confondues, sans discerner les phases où se trouvent les contaminants ni les voies d'exposition précises. Par exemple, les vers de terre sont exposés aux phases solides et liquides du sol par contact direct (CEAEQ, 1998).

Pour les oiseaux, le contact dermique est considéré négligeable car la présence de plumes limite considérablement le contact avec le sol (Sample et collab., 1997). Cette voie d'exposition est également négligeable chez les mammifères, la présence de fourrure limitant le contact du sol avec la peau (Sample et collab., 1997).

#### 2.2.4 Identification des réponses écologiques appréhendées

Les réponses écologiques appréhendées sont :

- la diminution de la survie ou de la reproduction des espèces de mammifères, d'oiseaux, de plantes ou d'invertébrés du sol;

#### 2.2.5 Identification des hypothèses de travail

Les hypothèses de travail sur les mécanismes de perturbation potentielle découlant du modèle conceptuel sont résumées ci-dessous :

- la présence d'uranium dans les sols peut entraîner une diminution des communautés de plantes ou d'invertébrés en contact direct avec les sols;

- la présence d'uranium dans les sols peut provoquer une diminution de la croissance, de la survie ou de la reproduction des mammifères ou des oiseaux qui sont directement ou indirectement en contact avec les contaminants retrouvés dans ces médias présents sur le site.

### 2.3 VALEURS DE RÉFÉRENCE TOXICOLOGIQUES

Différents organismes ont cherché à établir des valeurs de référence toxicologiques ou seuils de toxicité pour la protection des organismes terrestres à la suite d'une exposition à l'uranium. Ces valeurs de référence sont fondées sur un jugement d'expert ou calculées à partir de seuils d'effets (données de toxicité aiguë ou chronique).

Une valeur de référence a ainsi été établie pour les oiseaux et les mammifères par Sheppard et collab. (2005). Plusieurs valeurs de référence pour la protection des plantes terrestres ont également été déterminées (Efroymson et collab., 1997a, 1997b; US Department of Energy, 2005; Sheppard et collab., 2005). Pour les plantes, la valeur de référence fournie par Efroymson et collab. (1997a, 1997b) représente le 10<sup>e</sup> centile (ou le minimum s'il y a moins de 10 données) d'une base de données de concentrations ayant causé une diminution de 20 % de la croissance ou du rendement. Il s'agit donc d'une concentration conservatrice sous laquelle aucun effet toxique important n'est attendu. De plus, elles ont été établies dans des conditions de laboratoire qui font intervenir les substances sous leur forme la plus biodisponible.

Les valeurs de référence retenues dans le cadre de cette analyse sont celles établies par le CEAEQ à partir de la revue de littérature effectuée sur les effets de l'uranium (CEAEQ, 2014a). Du fait d'un manque important de données pour chaque récepteur, de l'étendue des concentrations avec ou sans effet et du nombre élevé de données du type CMEQ (concentration minimale avec effet observable) et de type CSEO (seuil concentration sans effet observable) disponibles dans la littérature, la méthode habituellement utilisée par le CEAEQ (CEAEQ, 2012) n'a pu l'être dans le cas de l'uranium. La méthode utilisée pour la détermination de critères de qualité des sédiments au Québec a alors été utilisée (Environnement Canada et du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007). Cette méthode est basée sur la probabilité d'incidence d'effets néfastes et a permis d'établir des valeurs de référence provisoires pour l'uranium pour plusieurs récepteurs terrestres. Ces valeurs sont présentées au tableau 3.

**TABLEAU 3 : CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE RETENUES POUR L'ESTIMATION DES RISQUES RELIÉS À UNE EXPOSITION À L'URANIUM**

Récepteur	Valeur de référence
Plantes	700 mg/kg
Invertébrés	976 mg/kg
Mammifères	1609 mg/kg/jour

Il n'a pas été possible de dériver une valeur pour les oiseaux. Faute de valeurs de référence appropriées pour l'analyse, des doses de référence pour les oiseaux ont été calculées à partir de celles disponibles pour les mammifères (EPA, 1993). L'équation est la suivante :

$$DRois = Fmet \times DRmam \quad (\text{éq. 2.6})$$

où

DRois : dose de référence pour les oiseaux (mg/kg•j);  
 Fmet : facteur de correction pour le métabolisme (sans unité);  
 DRmam : dose de référence pour les mammifères testés (mg/kg•j).

**Facteur de correction pour le métabolisme (Fmet) :** Le facteur de correction pour le métabolisme se calcule comme suit :

$$Fmet = \frac{DÉmam}{DÉois} \quad (\text{éq. 2.7})$$

où

Fmet : facteur de correction pour le métabolisme (sans unité);  
 DÉmam : dépense énergétique quotidienne des mammifères testés (kjoules/j);  
 DÉois : dépense énergétique quotidienne des oiseaux (kjoules/j).

**Dépenses énergétiques quotidiennes (DÉmam et DÉois) :** Les dépenses énergétiques quotidiennes ont été calculées selon les équations allométriques de l'EPA (1993) pour les animaux en état naturel. Les équations suggérées pour les rongeurs et les passereaux, utilisées respectivement pour le campagnol et le merle, sont les suivantes :

$$DÉmam (\text{rongeurs}) = 10,51 \times (Pds \times 1000)^{0,507} \quad (\text{éq. 2.8})$$

$$DÉois (\text{passereaux}) = 8,892 \times (Pds \times 1000)^{0,749} \quad (\text{éq. 2.9})$$

où

DÉmam : dépense énergétique quotidienne des mammifères testés (kjoules/j);  
 DÉois : dépense énergétique quotidienne des oiseaux (kjoules/j);  
 Pds : poids de l'animal (kg);  
 1000 : constante de conversion d'unités (de kg à g).

## 2.4 DÉTERMINATION DES DOSES D'EXPOSITION

Les sections qui suivent décrivent les modèles et hypothèses formulées pour estimer les doses associées à chaque voie d'exposition.

### 2.4.1 Calcul de la dose par inhalation

La dose d'exposition par inhalation a été calculée comme suit :

$$Dinh = Tinh \times Cair \quad (\text{éq. 2.10})$$

où

Dinh : dose d'exposition par inhalation (mg/(kg•j));  
 Tinh : taux d'inhalation (m<sup>3</sup>/(kg•j));  
 Cair : concentration dans l'air du contaminant (mg/m<sup>3</sup>).

**Taux d'inhalation (Tinh) :** Les taux d'inhalation ont été estimés à partir des équations allométriques fournies dans Sample et collab. (1997) :

$$\text{Tinh} = \frac{0,40896 \times (Pds)^{0,77}}{Pds} \quad \text{pour les oiseaux} \quad (\text{éq. 2.11})$$

$$\text{Tinh} = \frac{0,54579 \times (Pds)^{0,8}}{Pds} \quad \text{pour les mammifères} \quad (\text{éq. 2.12})$$

où

Tinh : taux d'inhalation (m<sup>3</sup>/(kg•j));

Pds : poids de l'animal (kg).

Les valeurs attribuées au terme Pds et les taux d'inhalation correspondants sont décrits au Tableau 4.

**TABLEAU 4 : VALEURS ATTRIBUÉES AUX TERMES PDS ET TAUX D'INHALATION CORRESPONDANTS**

Espèce	Poids (kg)	Taux d'inhalation (m <sup>3</sup> /kg•j)
<b>OISEAUX</b>		
Merle d'Amérique	0,08 <sup>1</sup>	0,73
Bruant des prés	0,02 <sup>2</sup>	1,01
Crécerelle d'Amérique	0,12 <sup>1</sup>	0,66
Bernache du Canada	3,72 <sup>2</sup>	0,30
Grand-duc d'Amérique	1,5 <sup>4</sup>	0,37
<b>MAMMIFÈRES</b>		
Campagnol des champs	0,03 <sup>1</sup>	1,10
Grande musaraigne	0,015 <sup>1</sup>	1,26
Renard roux	4,5 <sup>1</sup>	0,40
Orignal	350 <sup>3</sup>	0,17
Raton laveur	7 <sup>1</sup>	0,37

<sup>1</sup> EPA (1993)

<sup>2</sup> CEAEQ (2005)

<sup>3</sup> Prescott et Richard, 1996

<sup>4</sup> OEHHA, 1999

#### 2.4.2 Calcul de la dose par ingestion d'aliments

La dose d'exposition par ingestion d'aliments est calculée comme suit :

$$\text{Dinga} = \sum (\text{Tinga} \times \text{Cal}) \quad (\text{éq. 2.13})$$

où

Dinga : dose d'exposition au contaminant (mg/(kg•j));

Tinga : taux d'ingestion de l'aliment (plantes, invertébrés, vertébrés) sur une base de poids sec (kg/(kg•j));

Cal : concentration du contaminant dans l'aliment (poids sec; mg/kg).

**Taux d'ingestion d'aliments chez le Merle d'Amérique (Tinga) :** Un taux d'ingestion proposé par l'EPA (1993), de 1,52 kg/(kg•j) sur une base de poids humide, a été retenu. Cette valeur représente la plus conservatrice des valeurs proposées. Si on considère que la diète est composée

à 75 % d'invertébrés et à 25 % de fruits et que les contenus en eau de ces aliments sont respectivement de 84 % et 77 % (EPA, 1993), on obtient un taux d'ingestion d'aliments, sur une base de poids sec, de 0,27 kg/(kg•j).

Les taux d'ingestion de chaque catégorie d'aliments ont par la suite été calculés en multipliant le taux d'ingestion d'aliments (total de toutes les catégories d'aliments) par le pourcentage de l'aliment dans la diète.

Le régime alimentaire du merle varie de façon importante suivant les saisons. Selon les données fournies par l'EPA (1993), sa diète est composée à 93 % d'invertébrés au printemps et à 7 % de plantes (fruits). À l'été, la proportion d'invertébrés dans la diète chute de façon importante, à environ 32 %. À l'automne, seulement 8 % du régime alimentaire serait constitué d'invertébrés. Pour les fins de l'évaluation, de façon à tenir compte de toutes les situations, il est présumé que le pourcentage d'invertébrés consommés est de 75 % et que le pourcentage de végétaux (parties aériennes) de 25 %. Le taux d'ingestion de plantes (parties aériennes) retenu est donc de 0,07 kg/(kg•j) tandis que le taux d'ingestion d'invertébrés est présumé être de 0,20 kg/(kg•j).

**Taux d'ingestion d'aliments chez le Bruant des prés (Tinga) :** Étant donné l'absence d'informations dans la littérature, le taux d'ingestion total d'aliments du bruant peut être estimé à l'aide de l'équation ci-dessous (Sample et collab., 1997) :

$$\text{Tinga} = \frac{0,0582 \times (Pds)^{0,651}}{Pds} \quad (\text{éq. 2.14})$$

où

Tinga : taux d'ingestion total d'aliments sur une base de poids sec (kg/(kg•j));

Pds : poids de l'animal (kg).

En présumant un poids de 0,02 kg, un taux d'ingestion d'aliments de 0,23 kg (poids sec)/kg•j est obtenu. Cette valeur paraît adéquate si on la compare au taux d'ingestion du troglodyte, une espèce légèrement plus petite que le bruant et qui consommerait, d'après les données indiquées dans EPA (1993), environ 0,29 kg d'aliments par kg de poids corporel par jour.

Durant la saison de reproduction, le Bruant des prés est principalement insectivore mais peut consommer à l'occasion des fruits et des graines. Pour les fins de l'étude, nous avons présumé que son régime alimentaire est composé à 80 % d'insectes et à 20 % de végétaux, en se basant sur des valeurs citées par le CEAEQ (2005). Les taux d'ingestion de chaque catégorie d'aliments retenue sont donc de 0,184 kg/kg•j pour les invertébrés et 0,046 kg/kg•j pour les plantes.

**Taux d'ingestion d'aliments chez la Crécerelle d'Amérique (Tinga) :** Le taux d'ingestion total d'aliments estimé à l'aide de l'équation 2.14 est de 0,12 kg/kg•j (poids sec). Si on considère que 35 % des proies de cet oiseau sont constituées d'invertébrés et 65 % de vertébrés (EPA, 1993), on peut estimer le taux d'ingestion d'invertébrés à 0,043 kg/kg•j et le taux d'ingestion de vertébrés à 0,079 kg/kg•j.

**Taux d'ingestion d'aliments chez le Grand-duc d'Amérique (Tinga) :** Le taux d'ingestion total d'aliments estimé à l'aide de l'équation 2.14 est de 0,05 kg/(kg•j) (poids sec). Puisque le Grand-

duc à une diète entièrement composée de vertébrés, on peut estimer que le taux d'ingestion de vertébrés est de 0,05 kg/(kg\*j).

**Taux d'ingestion d'aliments chez la Bernache du Canada (Tinga) :** La Bernache du Canada est principalement herbivore. Elle se nourrit principalement de jeunes pousses, de racines, de graines de graminées, de carex et d'autres plantes herbacées, ainsi que de fruits sauvages (Gauthier et Aubry, 1995) suivant la disponibilité. En présumant un poids moyen de 3,72 kg (EPA, 1993), on obtient un taux d'ingestion d'aliments de 0,037 (poids sec)/(kg\*j) selon l'équation 2.14. La diète est constituée à 100 % de végétaux dont 35 % de racines soit 0,013 kg/(kg\*j) et 65 % de tiges (0,024 kg/(kg\*j)).

**Taux d'ingestion d'aliments chez la Campagnol des champs (Tinga) :** Le taux d'ingestion total d'aliments par le Campagnol des champs est estimé à l'aide de l'équation suivante (Sample et collab, 1997)<sup>1</sup> :

$$\text{Tinga} = \frac{0,0306 \times (Pds)^{0,564}}{Pds} \quad (\text{éq. 2.15})$$

où

Tinga : taux d'ingestion d'aliments sur une base de poids sec (kg/(kg\*j));  
Pds : poids de l'animal (kg).

Si on présume un poids moyen de 0,03 kg pour le campagnol (EPA, 1993), on obtient un taux d'ingestion d'aliments (sur une base de poids sec) de 0,14 kg/(kg\*j).

Le campagnol se nourrit d'herbes, de laîches, de graines, de racines, d'écorces et de bulbes. Il se repaît aussi d'insectes et de limaces (Beaudin et Quintin, 1983). Pour les fins de l'étude, il a été présumé que son régime alimentaire était constitué à 98 % de plantes (racines et parties aériennes) et 2 % d'invertébrés. Ces valeurs sont basées sur une étude du contenu stomacal moyen sur quatre saisons, provenant d'animaux capturés dans l'Illinois dans deux milieux différents (EPA, 1993). Les taux d'ingestion de chaque catégorie d'aliments retenue pour l'étude sont donc de 0,138 kg/(kg\*j) pour les plantes, dont 0,021 kg/(kg\*j) de racines et 0,117 kg/(kg\*j) de parties aériennes, ainsi que de 0,0028 kg/(kg\*j) pour les invertébrés.

**Taux d'ingestion d'aliments chez la Grande musaraigne (Tinga) :** Le taux d'ingestion total d'aliments de la Grande musaraigne est estimé selon l'équation suivante (Sample et collab, 1997)<sup>2</sup> :

$$\text{Tinga} = \frac{0,0687 \times (Pds)^{0,822}}{Pds} \quad (\text{éq. 2.16})$$

où

Tinga : taux d'ingestion d'aliments sur une base de poids sec (kg/kg\*j);  
Pds : poids de l'animal (kg).

<sup>1</sup> Il s'agit de l'équation proposée pour les rongeurs.

<sup>2</sup> Il s'agit de l'équation proposée pour les mammifères placentaires.

Si on présume un poids moyen de 0,015 kg pour la Grande musaraigne (EPA, 1993), on obtient, d'après ce modèle, un taux d'ingestion d'aliments (sur une base de poids sec) de 0,145 kg/kg•j.

En considérant que la diète est composée à 90 % d'invertébrés, 5 % de petits mammifères et 5 % de plantes, les valeurs retenues pour les fins de l'analyse sont de 0,131 kg/kg•j d'invertébrés, 0,0073 kg/kg•j de petits mammifères, 0,0036 kg/kg•j de racines et 0,0036 kg/kg•j de tiges.

**Taux d'ingestion d'aliments chez le Raton laveur (Tinga) :** En présumant un poids moyen de 7 kg pour le Raton laveur (EPA, 1993), le taux d'ingestion total d'aliments pour cette espèce, estimé à l'aide de l'équation 2.16, est de 0,048 kg/kg•j. En considérant que la diète est composée à 17 % d'invertébrés, 24,5 % de petits mammifères et 58,5 % de plantes (parties aériennes), on obtient des taux d'ingestion de 0,008 kg/kg•j d'invertébrés, de 0,011 kg/kg•j de petits mammifères et de 0,028 kg/kg•j de plantes.

**Taux d'ingestion d'aliments chez le Renard roux (Tinga) :** Le taux d'ingestion total d'aliments du Renard roux peut être estimé à l'aide de l'équation 2.16. En considérant un poids moyen de 4,5 kg (EPA, 1993), on obtient 0,053 kg/kg•j sur une base de poids sec. En considérant que la diète est composée à 5 % d'invertébrés, 85 % de petits mammifères et 10 % de plantes (parties aériennes), on obtient des taux d'ingestion de 0,003 kg/kg•j d'invertébrés, 0,044 kg/kg•j de petits mammifères et 0,005 kg/kg•j de plantes.

**Taux d'ingestion d'aliments chez l'Original (Tinga) :** Le taux d'ingestion d'aliments de l'Original peut être estimé avec l'équation suivante, qui s'applique aux mammifères herbivores (Sample et collab., 1997) :

$$\text{Tinga} = \frac{0,0875 \times (Pds)^{0,727}}{Pds} \quad (\text{éq. 2.17})$$

où

Tinga : taux d'ingestion d'aliments sur une base de poids sec (kg/(kg•j));  
Pds : poids de l'animal (kg).

En considérant un poids de 350 kg pour l'Original, on obtient un taux d'ingestion de 0,0177 kg/(kg•j). Puisque que l'Original se nourrit exclusivement de végétaux (Prescott et Richard, 1996), le taux d'ingestion de plantes est de 0,0177 kg/(kg•j).

### 2.4.3 Calcul de la dose par ingestion de sol

La dose par ingestion de sol est estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Dings} = \text{Tings} \times \text{Cs} \quad (\text{éq. 2.18})$$

où

Dings : dose d'exposition par ingestion de sol (mg/(kg•j));  
Tings : taux d'ingestion de sol sur une base de poids sec (kg/(kg•j));  
Cs : concentration du contaminant dans les sols (poids sec; mg/kg).

Les taux d'ingestion de sols pour les espèces retenues sont résumés au tableau 5.

**TABLEAU 5 : TAUX D'INGESTION DE SOLS POUR LES RÉCÉPTEURS RETENUS**

Espèce	Taux d'ingestion d'aliments (kg/(kg*j))	Pourcentage de sols ingérés	Référence	Taux d'ingestion de sols (kg/(kg*j))
Merle d'Amérique	0,27	10	Beyer et collab. (1994)	0,027
Bruant des prés	0,22	5	-	0,011
Bernache du Canada	0,037	8,2	Beyer et collab. (1994)	0,003
Crécerelle d'Amérique	0,02	7	EPA (1999)	0,00139
Grand-duc d'Amérique	0,05	7	EPA (1999)	0,00035
Campagnol des champs	0,14	2,4		0,00339
Grande musaraigne	0,145	10		0,0145
Raton laveur	0,048	9,4	Beyer et collab. (1994)	0,0046
Renard roux	0,053	2,8		0,001
Original	0,0177	2		3,54E-04

À défaut d'informations spécifiques sur les taux d'ingestion de sol du bruant des prés, les données sur les contenus stomacaux de la Bécasse d'Amérique ont été utilisées comme base de référence pour déterminer les taux d'ingestion de sol du bruant. La bécasse se nourrit en grande partie de vers de terre (75 % de son régime) et est donc susceptible d'ingérer des quantités appréciables de sol. Selon les données de Beyer et collab. (1994), 10 % des matières ingérées (poids sec) par la Bécasse d'Amérique seraient constitués de sol. Cette quantité inclurait à la fois l'ingestion accidentelle de sol et l'ingestion intentionnelle de gravier afin de favoriser le broyage des aliments dans le gésier. Quant au bruant, son alimentation est aussi constituée d'une grande proportion d'invertébrés, mais d'aucun vers de terre. Il est donc peu susceptible d'ingérer des quantités de sol aussi élevées que celles ingérées par la bécasse. Toutefois, le bruant chasse les insectes en marchant au sol et en raclant le sol avec ses pattes pour attraper les proies cachées. De plus, les graines ingérées sont récoltées principalement au sol lorsqu'elles tombent des plantes. Ces comportements auront pour effet d'augmenter la proportion de sol ingérée pour le bruant. Ainsi, une valeur de 5 % a été retenue pour la proportion de sol ingérée par le bruant. Le taux d'ingestion de sol retenu est donc de 0,011 kg/kg•j.

Le taux d'ingestion de sol retenu pour la crécerelle est celui proposé par l'EPA (1999) qui est de 0,00139 kg/kg•j. Cette donnée est basée sur la proportion de sol dans la diète du Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*).

L'EPA (1999) utilise les paramètres du Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus pelagicus*) comme substitut pour différentes espèces de rapaces. Selon Pascoe et collab. (1996; cité dans EPA, 1999), l'ingestion de sol chez le Pygargue représente 0,7 % de son taux d'alimentation. Le taux d'ingestion de sol retenu pour cette évaluation est donc de 0,00035 kg/(kg\*j) (0,05 x 0,007) pour le Grand-duc d'Amérique.

#### 2.4.4 Calcul de la dose par ingestion d'eau

La dose par ingestion d'eau a été estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Dinge} = \text{Ting} \times \text{Ce} \quad (\text{éq. 2.19})$$

où

Dinge : dose d'exposition par ingestion d'eau (mg/(kg\*j));  
 Ting : taux d'ingestion d'eau (L/(kg\*j));  
 Ce : concentration du contaminant dans l'eau (mg/l).

Le taux d'ingestion d'eau chez les oiseaux (*Ting*) peut être déterminé à l'aide de l'équation allométrique suivante (Sample et collab., 1997) :

$$\text{Ting} = \frac{0,059(\text{Pds})^{0,67}}{\text{Pds}} \quad (\text{éq. 2.20})$$

où

Ting : taux d'ingestion d'eau (L/kg\*j);  
 Pds : poids de l'animal (kg).

Pour les mammifères, l'équation allométrique est la suivante (Sample et collab., 1997) :

$$\text{Ting} = \frac{0,099(\text{Pds})^{0,90}}{\text{Pds}} \quad (\text{éq. 2.21})$$

où

Ting : taux d'ingestion d'eau (L/(kg\*j));  
 Pds : poids de l'animal (kg).

Les taux d'ingestion d'eau pour chacune des espèces sont résumés au tableau 6.

**TABLEAU 6 : TAUX D'INGESTION D'EAU POUR LES RÉCEPTEURS RETENUS**

Espèce	Taux d'ingestion d'eau (L/(kg*j))
Bruant des prés	0,21
Merle d'Amérique	0,14
Bernache du Canada	0,038
Grand-duc d'Amérique	0,052
Crécerelle d'Amérique	0,12
Campagnol des champs	0,14
Grande musaraigne	0,15
Raton laveur	0,08
Renard roux	0,085
Orignal	0,055

#### 2.4.5 Calcul de la dose d'exposition totale

La dose d'exposition totale est calculée en faisant la sommation des doses de chacune des voies d'exposition. Afin d'évaluer le pire cas probable, il a été considéré que toutes les espèces passaient 100 % de leur temps sur le site uranifère (PA = 1). La dose totale d'exposition a été estimée de la façon suivante :

$$D_{total} = (D_{inh} + D_{ingv} + D_{ingp} + D_{ingsed} + D_{ingm} + D_{ings} + D_{inge}) \times PA \quad (\text{éq. 2.22})$$

où

- $D_{total}$  : dose d'exposition totale au contaminant (mg/kg•j);  
 $D_{inh}$  : dose d'exposition contaminant par inhalation (mg/kg•j);  
 $D_{ingv}$  : dose d'exposition au contaminant par ingestion de vers de terre (mg/kg•j);  
 $D_{ingp}$  : dose d'exposition au contaminant par ingestion de plantes (mg/kg•j);  
 $D_{ingm}$  : dose d'exposition au contaminant par ingestion de petits mammifères (mg/kg•j);  
 $D_{ings}$  : dose d'exposition au contaminant par ingestion de sol (mg/kg•j);  
 $D_{ingsed}$  : dose d'exposition au contaminant par ingestion de sol (mg/(kg•j));  
 $D_{inge}$  : dose d'exposition au contaminant par ingestion d'eau de surface (mg/kg•j);  
 $PA$  : proportion de l'aire utilisée par l'espèce qui se trouve sur le site à l'étude (fraction).

## 2.5 CARACTÉRISATION DU RISQUE

Pour chacun des récepteurs écologiques retenus dans le cadre de cette étude, des indices de risque typiques d'un milieu minier uranifère ont été calculés. Ils ont été calculés selon les procédures définies dans la Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique du CEAEQ (1998) pour une ÉRÉ préliminaire. Ce type d'ÉRÉ a pour but d'estimer la possibilité qu'un effet toxicologique puisse affecter la survie et la reproduction d'individus ou de petits groupes d'individus vivant en contact direct ou indirect (via la chaîne trophique) avec les contaminants présents sur un site donné. Lorsque l'indice est inférieur à 1,0, aucun risque n'est appréhendé. Dans le cas contraire, il est possible de conclure à l'existence d'un potentiel de risque qui s'amplifie à mesure que l'indice de risque augmente.

Les sections qui suivent présentent le risque estimé pour chacun des récepteurs retenus.

### 2.5.1 Perturbation des communautés de plantes et d'invertébrés terrestres

Les résultats des calculs d'exposition et les indices de risque spécifiques au site pour les plantes et les invertébrés terrestres sont résumés au tableau 7.

**TABLEAU 7 : INDICES DE RISQUES POUR LES PLANTES TERRESTRES EXPOSÉES À L'URANIUM**

Espèce	Indices de risque
Plantes	8,17E-01
Invertébrés	5,86E-01

Pour les invertébrés terrestres, tout comme pour les plantes, l'indice de risque estimé est inférieur à l'unité. Aucun risque n'est appréhendé à la suite d'une exposition à l'uranium dans des résidus miniers.

### 2.5.2 Diminution de la survie ou de la reproduction des oiseaux

Le risque spécifique associé à un site uranifère pour les oiseaux est estimé au tableau 8

**TABLEAU 8 : INDICES DE RISQUES POUR LES OISEAUX EXPOSÉS À L'URANIUM.**

Espèce	Indices de risque relié à l'ingestion de plantes	Indices de risque total
Merle d'Amérique	3,36E-02	2,63E-01
Bruant des prés	7,97E-03	7,87E-02
Bernache du Canada	1,31E-01	2,16E-01
Crécerelle d'Amérique	-	6,92E-02
Grand-duc d'Amérique	-	1,14E-02

Pour toutes les espèces d'oiseaux évalués, les indices de risque sont inférieurs au seuil de 1,0. Il y a donc absence de risque pour les oiseaux en contact constant avec les résidus miniers uranifères.

### 2.5.3 Diminution de la survie ou de la reproduction des mammifères

Afin d'estimer le risque spécifique associé à un site uranifère pour les mammifères, un indice a été calculé en divisant la dose d'exposition totale par la dose de référence retenue pour chacune des substances étudiées. Ces indices sont résumés au Tableau 9.

**TABLEAU 9 : INDICES DE RISQUES POUR LES MAMMIFÈRES EXPOSÉS À L'URANIUM.**

Espèce	Indices de risque relié à l'ingestion de plantes	Indices de risque total
Campagnol des champs	1,91E-02	2,40E-02
Grande musaraigne	4,96E-04	4,08E-02
Raton laveur	1,81E-02	3,90E-02
Renard roux	2,99E-03	3,01E-02
Orignal	1,36E-03	1,42E-03

Les indices de risque spécifiques estimés sont inférieurs à l'unité, en tenant compte d'un scénario conservateur où les organismes passent l'ensemble de leur temps sur le site uranifère. Ainsi, aucun risque n'est appréhendé pour les mammifères terrestres, qu'ils soient herbivores, omnivores ou carnivores.

### 3 CONCLUSION

La présente étude avait pour objectif de déterminer les risques écotoxicologiques associés à la présence d'uranium sur un site minier uranifère, afin de répondre aux interrogations du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement qui voulait connaître les risques reliés à l'ingestion de plantes contaminées par des herbivores. L'analyse des risques écotoxicologiques a porté sur les plantes et invertébrés du sol, ainsi que sur les oiseaux et mammifères représentatifs des espèces susceptibles de se trouver au pourtour d'un environnement minier québécois. L'étude est basée sur le scénario du pire cas possible. Ainsi :

- la concentration la plus élevée mesurée dans les résidus miniers a été retenue, ce qui contribue à surévaluer le risque relié à l'uranium;
- il est pris en compte que l'uranium est 100 % biodisponible, ce qui entraîne vraisemblablement une surestimation de la quantité de métal réellement disponible dans l'environnement;
- il est considéré que tous les organismes passaient 100 % de leur temps sur le site;
- les facteurs de bioconcentration maximum rapportés dans la littérature ont été retenus, bien que ceux-ci ne soient pas représentatifs de l'ensemble des espèces.

Selon le scénario évalué, l'uranium ne présente aucun risque pour les organismes terrestres, l'indice de risque étant inférieur au seuil de 1,0. La méthode utilisée permet d'attribuer un degré de conservatisme significatif à cette étude. Un tel degré permet de gérer l'incertitude de façon adéquate. Par conséquent, il est possible de conclure à l'absence de risque relié à la présence d'uranium pour la faune terrestre, incluant les herbivores s'alimentant d'herbes poussant sur une pile de résidus miniers, et ce, avec un degré de confiance élevé.

## 4 BIBLIOGRAPHIE

- Beaudin, L. et M. Quintin. 1983. *Guide des mammifères terrestres du Québec, de l'Ontario et des Maritimes* (Éditions du Nomade).
- Beyer, W.M., E.E. Connor et S. Gerould. 1994. *Estimates of soil ingestion by wildlife*. *J.Wildl.Manage*, 58(2): 375-382.
- California EPA. 1999. *Cal/ECOTOX. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment*. [http://www.oehha.ca.gov/cal\\_ecotox/](http://www.oehha.ca.gov/cal_ecotox/).
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). En révision, Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 27 p. et annexes.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2014a. *Toxicité chimique de l'uranium sur les organismes terrestres – Revue de littérature*. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 131 p.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2014b. *Toxicité du thorium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 33 p.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2014c. *Toxicité du radium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 111 p.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). En préparation. *Toxicité du polonium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatique.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2012. *Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres*. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 28 p.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2006. Paramètres d'exposition chez les mammifères. Fiche descriptive. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2005. Paramètres d'exposition chez les oiseaux. Fiche descriptive. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* (Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec).
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2007. « Canadian soil quality guidelines for uranium – Environmental and human health », Canadian Council of Ministers of the Environment, Scientific Supporting Document. Page consultée le 18 septembre 2014. [http://www.ccme.ca/assets/pdf/uranium\\_ssd\\_soil\\_1.2.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/uranium_ssd_soil_1.2.pdf).
- Efroymsen, R.A., M.E. Will et G.W. Suter II. 1997a. *Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Processes: 1997 Revision*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. ES/ER/TM-126/R2.

- Efroymson, R.A., M.E. Will, G.W. Suter II et A.C. Wooten. 1997b. *Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 128 pp. ES/ER/TM-85/R3.
- Environnement Canada et du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2007. *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*. 39 pages.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1999. *Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities, Peer review draft, vol.I, Chapitre 5: Analysis*. In EPA Home. Wastes. Treatment/Control. Combustion. HWC MACT. Site de l'EPA, [En ligne]. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/ecorisk.htm> (Page consultée le 15 octobre 2010).
- EPA (Environmental Protection Agency). 1993. *Wildlife Exposure Factors Handbook vol.1*. Washington, DC. 32 p. EPA/600/R-93/187.
- Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction).1995. *Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, xviii + 1295 p.
- Kabata-Pendias, A. 2001. *Trace elements in soils and plants* (3d ed.), Boca Raton, Fla., CRC Press, 432 p.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec). 1996. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Direction des laboratoires. Document non publié.
- Prescott, J. et P. Richard. 1996. *Mammifères du Québec et de l'Est du Canada*. Guide nature Quintin, Waterloo. 399 p.
- Plant, J. A., P. R. Simpson, B. Smith et B. F. Windley. 1999. *Uranium Ore Deposits-Products of the Radioactive Earth*. Rev. Miner., 38: 255-319.
- Sample, B.E., M.S. Aplin, R.A. Efroymson, G.W. Suter II et C.J.E. Welsh. 1997. *Methods and Tools for Estimation of the Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants*. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory. 113 p. ORNL/TM-13391. Rapport final préparé pour le U.S. Department of Energy.
- Sheppard, S. C., M. I. Sheppard, M. O. Gallerand et B. Sanipelli. 2005. *Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium*. J. Environ. Radioact., 79(1): 55-83.
- Sheppard, S. C., et W. G. Evenden. 1992. *Bioavailability indexes for uranium – effect of concentration in 11 soils*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 23(1): 117-124.
- Travis, C.C. et A.D. Arms. 1988. *Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation*. Environmental Science and Technology, 22: 271-274.
- U.S. Department of Energy. 2005. *Biological assessment/Screening level risk assessment/Biological opinion – Appendix A of Remediation of the Moab uranium mill tailings, Grand and San Juan Counties, Utah*. Final environmental impact statement: U.S. Department of Energy DOE/EIS-0355, p. A1-103. [Three sub-appendixes each with individual pagination.]
- UNSCEAR. 1996. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. A/AC.82/R.549. Report to the general assembly with scientific annex. United Nations, Vienna, 86 p.

WHO (World Health Organization) (2001). *Depleted Uranium: Sources, Exposure and Health Effects*. Department of Protection of the Human Environment, World Health Organization, Geneva, Switzerland. WHO/SDE/PHE/01.1.

Zavodska, L., E. Kosorinova, L. Scerbakova et J. Lesny (2008). « Environmental chemistry of uranium », *HEJ*, ENV-081221-A, 1-19.