



Radionucléides recommandés pour l'analyse de la radioactivité dans les matrices environnementales

Mise à jour avril 2017

Recherche et rédaction (ordre alphabétique)

Dominic Lortie, M. Ing., M. Sc., chimiste¹
Annie Michaud, M. Sc., chimiste²
Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue¹
Steeve Roberge, M. Sc., chimiste²
Gaëlle Triffault-Bouchet, Ph. D., écotoxicologue¹

Cette publication a aussi bénéficié des commentaires et de l'expertise de plusieurs professionnels du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques qui participent au groupe de travail sur la radioactivité.

Révision scientifique

Dominic Larivière, Ph. D., chimiste³

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le Centre d'information.

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Télécopieur : 418 646-5974

Référence à citer

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
Radionucléides recommandés pour l'analyse de la radioactivité dans les matrices environnementales. 2017.
31 p.

Dépôt légal – 2017
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN 978-2-551-26088-1 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec, 2017

¹ MDDELCC, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études

² MDDELCC, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction de l'analyse chimique

³ Laboratoire de radioécologie de l'Université Laval

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	vi
1. Introduction	1
2. Équilibre séculaire	3
2.1.Radionucléides d'origine naturelle	3
2.2.Équilibre entre les radionucléides	4
2.2.1 Équilibre séculaire	5
2.2.2 Équilibre transitoire	6
2.3.Déséquilibres et causes	8
2.4.Équilibres et déséquilibres dans les matrices environnementales	9
2.5.Détermination de l'équilibre séculaire	11
3. Radionucléides recommandés	13
3.1.Matrices solides – sols, minerais, stériles miniers, sédiments et résidus miniers	13
3.2.Matrices liquides – eaux de surface et eaux souterraines	15
3.2.1 Eaux de surface et eaux souterraines	15
3.3.Air ambiant	16
3.3.1 Air ambiant – gaz	16
3.3.2 Air ambiant – particules en suspension	16
3.4.Matrices biologiques	17
3.5.Résidus industriels produits dans le cadre de l'application de procédés thermiques	18
4. Références	

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Équilibres séculaires au sein de la série de l'uranium-238 et du thorium-232 _____ 11

Tableau 2 – Équilibre séculaire à l'intérieur de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 (IRSN, 2006) _____ 12

Tableau 3 – Déséquilibre à l'intérieur de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 (IRSN, 2006) _____ 12

Tableau 4 – Utilisation de sous-équilibres à l'intérieur de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 _____ 13

Tableau 5 – Localisation préférentielle de quelques radionucléides dans les tissus biologiques d'organismes vivants (CEAEQ, 2014a, 2014b, 2014c et en révision) _____ 17

Tableau 6 – Radionucléides recommandés pour la caractérisation des radionucléides dans les matrices environnementales, applicables à tous les types de mines _____ 19

LISTE DES FIGURES

Figure 1 – Chaîne de désintégration de l'uranium-238 (IRSN, 2008) _____ 3

Figure 2 – Chaîne de désintégration du thorium-232 (IRSN, 2008) _____ 4

Figure 3 – Établissement de l'équilibre séculaire entre le parent et son descendant _____ 6

Figure 4 – Établissement de l'équilibre radioactif transitoire entre le parent et son descendant _____ 7

AVANT-PROPOS

Que ce soit dans le cadre des projets assujettis à la *Procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement* ou pour toute demande d'autorisation soumise au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), l'analyse de divers contaminants est requise, notamment dans l'eau, dans l'air, dans les sols, dans les effluents et dans les matières résiduelles. Ces analyses permettent de caractériser l'état initial d'un site, d'évaluer le risque pour la santé humaine et les écosystèmes, ainsi que de s'assurer de la conformité aux divers règlements du Ministère. Le présent document se veut un outil d'aide lorsque la présence de radionucléides⁴ d'origine naturelle est attendue pour un projet. Il vise à fournir les listes de radionucléides qu'il est pertinent d'analyser dans les différentes matrices environnementales en tenant compte de la présence ou de l'absence d'équilibres séculaires entre les radionucléides des chaînes de désintégration. L'information présentée ici fournit des renseignements utiles sur lesquels s'appuyer afin, notamment, d'établir un programme de suivi environnemental ou de caractérisation environnementale des radionucléides pour un projet particulier. Le MDDELCC encourage fortement la prise en compte des éléments présentés dans ce guide afin d'uniformiser les documents produits et d'en faciliter l'utilisation et la consultation par les lecteurs.

⁴ Isotope radioactif d'un élément chimique.

1. INTRODUCTION

Depuis les dernières années, plusieurs projets d'exploration ou d'exploitation sont envisagés, notamment dans le nord du Québec, où la présence d'uranium ou de thorium est observée dans les gisements. Étant donné que les activités minières sont susceptibles d'entraîner la contamination des milieux environnants les sites miniers, entre autre par le rejet d'éléments radioactifs par les effluents et les poussières, il est primordial de se pencher sur le choix des radionucléides à analyser, et ce, autant pour les milieux aquatiques que pour les milieux terrestres et atmosphériques. La problématique liée aux rejets environnementaux d'éléments radioactifs d'origine naturelle est également associée à l'exploitation minière au sens élargi. Elle inclut, sans s'y limiter, l'exploitation de carrières et de sablières, l'exploitation de différents métaux non radioactifs (fer, or, cuivre, niobium, etc.) ou l'exploitation de composés tels les phosphates et les saumures dont la présence peut être associée à celle d'éléments radioactifs d'origine naturelle. D'autres industries, comme des industries de production et de transformation qui utilisent d'importantes quantités de matières premières⁵ sont également souvent à la source de production de matières radioactives naturelles (NORM et TENORM, section 2.1) (Van der Steen et Van Weers, 2004). Par exemple, les usines de production de dioxyde de titane, de fonte et d'acier peuvent concentrer la matière radioactive d'origine naturelle à différentes étapes des procédés de production et contribuer à son rejet dans l'environnement (AIEA, 2012).

Les sections suivantes présentent les radionucléides recommandés pour la caractérisation des matrices environnementales qui pourraient être contaminées dans le cadre d'une activité minière ainsi que dans le cadre des activités de production ou de transformation de matériaux où des radionucléides d'origine naturels seraient présents. Le présent document exclut l'eau potable, l'air intérieur et les effluents normés dont les exigences sont décrites dans d'autres documents.

Les radionucléides constituant les chaînes de désintégration de l'uranium-238 et du thorium-232 ont été considérés dans le présent document. Les recommandations dépendent des matrices environnementales et de l'état d'équilibre supposé des radionucléides. Précisons que l'analyse de l'uranium-235 n'est pas retenue pour la caractérisation initiale du site puisque cet isotope constitue moins de 1 % de l'uranium naturel en termes de pourcentage massique (l'uranium naturel est composé d'uranium-238 à 99,274 %, d'uranium-235 à 0,72 % et d'uranium-234 à 0,0055 %). Son activité est donc déduite de celle de l'uranium-238. En ce qui concerne le potassium-40, son activité dans les échantillons de rejets miniers est parfois négligeable (moins de 3 % de l'activité totale dans des résidus miniers prélevés sur le site minier abandonné de la St. Lawrence Columbian, à Oka, au Québec) (BAPE, 2002). Si toutefois le besoin se présente, il est possible de déterminer les teneurs en potassium-40 à partir de l'analyse chimique du potassium naturel. Ce dernier est composé de potassium-39 non radioactif à 93,26 %, de potassium-41 non radioactif à 6,73 % et de potassium-40, radioactif, à 0,012 %.

Les radionucléides sélectionnés représentent le nombre minimum à mesurer afin d'estimer les activités des autres radionucléides d'une chaîne de désintégration, en supposant la présence d'équilibres séculaires. Toutefois, dans la pratique, selon le contexte, il pourrait être nécessaire de faire l'analyse d'un nombre plus élevé ou plus faible de radionucléides. Par exemple, l'analyse de l'ensemble des radionucléides pourrait être demandée lors de la caractérisation exigée à la cessation d'une activité industrielle ou commerciale visée par règlement (Loi sur la qualité de l'environnement, art 31.51), si l'exercice de l'activité en cessation a pu engendrer des bris

⁵ Même si les matières premières possèdent généralement de faibles teneurs en radionucléides, le traitement de grandes quantités de ces matières brutes (plusieurs centaines de milliers de tonnes par année) peut mener à leur concentration.

d'équilibre. Malgré les recommandations du présent document, il restera toujours plus précis de procéder à l'analyse complète de tous les radionucléides présentés au tableau 6.

Notons que dans le cadre de la caractérisation de teneurs naturelles dans l'environnement, peu de résultats ont été rapportés dans la littérature. Les articles et autres publications obtenus à la suite d'une revue de littérature et mentionnés dans les sections suivantes appuient les recommandations de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN, 2008) et contribuent aux recommandations du présent document.

Notons également que le présent document ne tient pas compte des limites de détection nécessaires pour estimer le risque pour la faune et la flore à l'aide de modèles d'évaluation du risque (p. ex. : le projet européen ERICA (*Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management*)). Il en est de même des techniques analytiques qui peuvent être utilisées. Par exemple, l'analyse par comptage alpha bêta brut constitue une technique souvent utilisée afin de dépister la présence de radioactivité dans un contexte réglementaire, mais les limites de détection de cette technique sont trop élevées dans un contexte de caractérisation. Précisons néanmoins que plus d'une technique analytique pourra être utilisée en fonction des matrices et des limites de détection nécessaires. Par exemple, il est moins fréquent d'analyser l'isotope uranium-234 par des techniques de spectrométrie de masse, alors qu'il s'agit d'une méthode couramment utilisée pour l'analyse de l'uranium-238 : bien qu'il s'agisse dans les deux cas de l'analyse du même élément, ces radionucléides constituent des isotopes différents qui possèdent des comportements radioactifs et des concentrations dans l'environnement qui leur sont propres. Il en va de même pour l'analyse des isotopes thorium-232 et thorium-230. Le thorium-232 est couramment analysé par spectrométrie de masse, alors que le thorium-230 est analysé par spectrométrie alpha⁶, une technique d'analyse plus coûteuse. Ainsi, il sera nécessaire d'informer le laboratoire réalisant les analyses des limites de détection désirées afin que celui-ci détermine les techniques analytiques adéquates pour l'atteinte de ces limites.

⁶ Technique plus onéreuse compte tenu des étapes de concentration et de déposition sur filtre préalablement nécessaires, ainsi que les longs temps d'analyse associés à cette technique (souvent plusieurs heures par échantillon).

2. ÉQUILIBRE SÉCULAIRE

2.1. Radionucléides d'origine naturelle

Environ 70 radionucléides sont présents naturellement dans l'environnement (sols, eau, air et organismes biologiques). Parmi ceux-ci, certains sont des radionucléides primordiaux, c'est-à-dire qu'ils existaient lors de la formation de la Terre. Les principaux radionucléides primordiaux sont l'uranium-238, l'uranium-235, le thorium-232 et le potassium-40 (Larivière et Guérin, 2010). Il existe au moins 15 autres radionucléides primordiaux qui peuvent être retrouvés dans la croûte terrestre ou dans les eaux salées, mais leur contribution à la radioactivité totale est moins importante compte tenu de leur très longue période radioactive ($t_{1/2} > 10^{16}$ années) et de leur faible abondance.

L'uranium-238, l'uranium-235 et le thorium-232 se transforment par désintégration en différents radionucléides, appelés descendants, et les désintégrations se poursuivent jusqu'à l'apparition du dernier membre de la chaîne, soit le produit terminal formé d'un isotope stable du plomb. Ces désintégrations successives constituent des chaînes de désintégration. Les figures 1 et 2 présentent les chaînes de désintégration des séries de l'uranium-238 et du thorium-232.

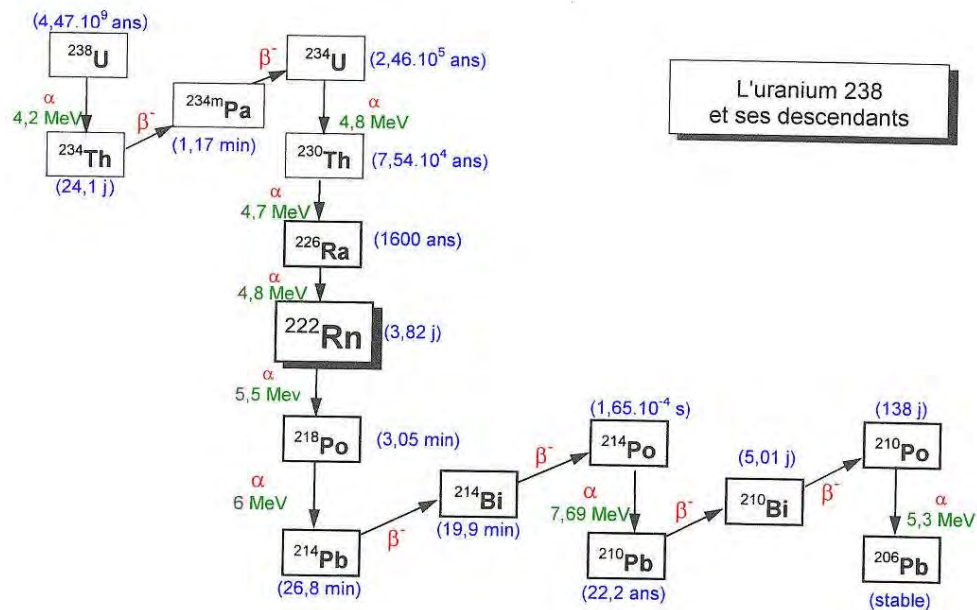


Figure 1 – Chaîne de désintégration de l'uranium-238 (IRSN, 2008)

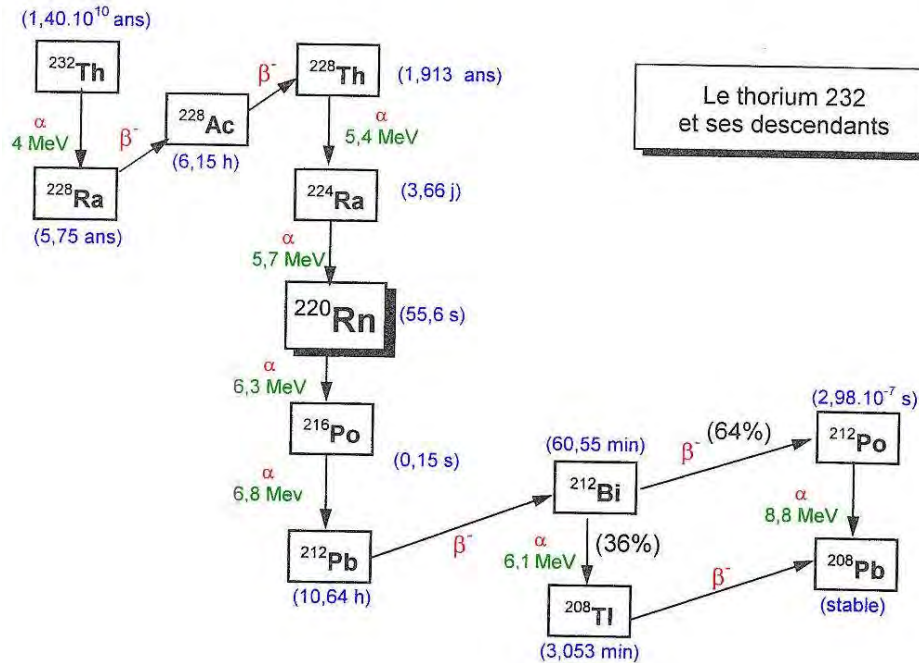


Figure 2 – Chaîne de désintégration du thorium-232 (IRSN, 2008)

Les matières premières qui contiennent ces radionucléides et leurs descendants sont appelées « matières radioactives naturelles » et sont connues sous le terme anglais NORM, un acronyme pour *Naturally Occuring Radioactive Materials* (Desideri et coll., 2006; Santé Canada, 2000). Lorsque ces matières subissent un changement dans leur composition chimique et que les éléments radioactifs présents sont concentrés à la suite d'un traitement ou d'un procédé de production, on parle alors de « matières radioactives naturelles améliorées technologiquement », ou TENORM pour *Technologically Enhanced Naturally Occuring Radioactive Materials* (EPA, 2015).

2.2 Équilibre entre les radionucléides

Il est possible d'observer un équilibre entre les activités⁷ des différents radionucléides qui composent une chaîne de désintégration (IRSN, 2008; IRSN, 2011). Lorsqu'un équilibre est observé, chaque radionucléide d'une même chaîne présente la même activité que celle du radionucléide parent à un facteur près, ce facteur pouvant être égal à 1 dans le cas de l'équilibre séculaire (section 2.2.1).

La notion d'équilibre est utilisée dans la caractérisation de matrices ou de matériaux comportant plusieurs radionucléides. De manière stricte, la caractérisation doit intégrer l'ensemble des radionucléides, c'est-à-dire tous les descendants des radionucléides parents présents dans la matrice. Cependant, certains radionucléides sont difficiles à analyser, par exemple en raison de leur courte période radioactive ou de la faible intensité des rayonnements qu'ils émettent. En présence d'un équilibre, l'activité des radionucléides descendants peut être considérée en équilibre avec celle des parents, et il devient ainsi possible de procéder à l'analyse de certains

⁷ Activité (A) : taux auquel des transformations naturelles se produisent dans les noyaux d'un groupe d'atomes. L'activité d'un élément radioactif est en relation avec sa demi-vie ($t_{1/2}$) et est proportionnelle au nombre d'atomes présents (N) : $A = (\ln 2/t_{1/2})N$. L'unité de mesure est le becquerel (Bq); 1 Bq est égal à une désintégration par seconde.

radionucléides seulement et d'estimer l'activité des autres radionucléides présents (IRSN, 2008; IRSN, 2011).

Les sections 2.2.1 et 2.2.2 présentent les équilibres qui peuvent être observés dans les chaînes de désintégration de l'uranium-238 et du thorium-232.

2.2.1 Équilibre séculaire

Lorsque la période radioactive du radionucléide à la tête de la chaîne de désintégration est largement supérieure à celle des radionucléides descendants (voir l'encadré ci-après), un équilibre dit séculaire, compte tenu des longues périodes dont il est question, peut être observé. Dans ce cas, tous les radionucléides d'une même chaîne de désintégration possèdent la même activité (figure 3; Choppin et coll., 2002). Par exemple dans la chaîne de l'uranium-238, l'activité du thorium-234 (demi-vie = 24,1 jours) devient égale à celle de son parent, l'uranium-238 (demi-vie = 4,5 milliards d'années).

Cet équilibre n'est possible que lorsque tous les éléments de la chaîne sont confinés dans un même milieu pendant une période suffisamment longue, soit 10 fois le temps de demi-vie du radionucléide descendant possédant la période la plus longue (p. ex., l'uranium-234 dans le cas de la chaîne de l'uranium-238) (L'Annunziata, 2003).

Équilibre séculaire : conditions (L'Annunziata, 2003)

1) Le parent doit posséder une longue demi-vie ($t_{1/2}$), de sorte que sa décroissance soit négligeable pendant la période d'observation;

2) Le descendant doit avoir une demi-vie relativement courte. La différence de demi-vie entre le parent et le descendant doit être de l'ordre de :

$$\lambda_A / \lambda_B \leq \sim 10^4 \quad \text{donc} \quad \lambda_A \ll \lambda_B$$

où

λ_A = constante de désintégration du radionucléide parent

λ_B = constante de désintégration du radionucléide descendant

$$\lambda = 0,693/t_{1/2}$$

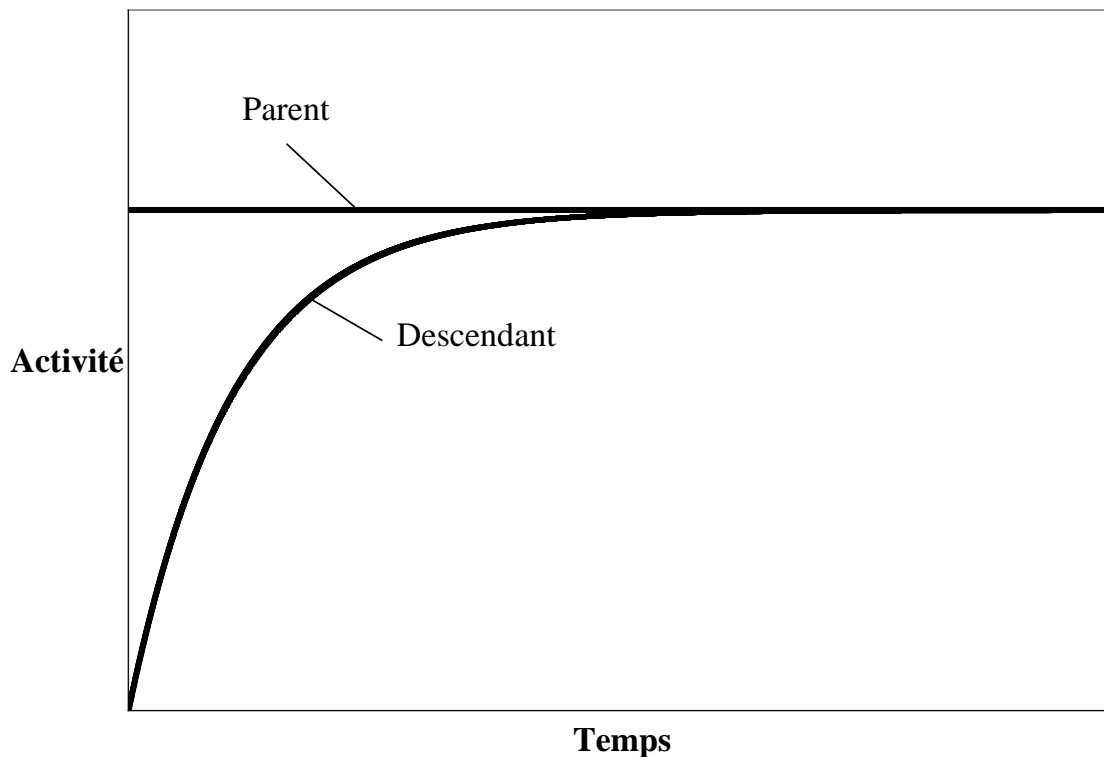


Figure 3 – Établissement de l'équilibre séculaire entre le parent et son descendant

2.2.2 Équilibre transitoire

L'équilibre est dit transitoire lorsque la demi-vie du radionucléide parent est supérieure à celle des radionucléides descendants, mais selon un écart moins important que celui qui permet l'équilibre séculaire (L'Annunziata, 2003; Martin, 2011). Avant que l'équilibre transitoire soit atteint, l'activité du descendant croît jusqu'à atteindre une valeur maximale qui est supérieure à celle de son parent. Lorsque l'équilibre est atteint, l'activité du descendant commence à décroître, mais parallèlement à la décroissance de l'activité du parent (figure 4). En somme, l'activité des descendants devient égale à l'activité du radionucléide en tête de filiation à un facteur près. Lorsque ce facteur est connu, il devient possible d'estimer l'activité d'un radionucléide à partir de la mesure d'un autre radionucléide de la chaîne (voir l'encadré ci-après).

Par exemple, dans la chaîne du thorium-232, un équilibre transitoire peut être observé entre le radium-228 (demi-vie = 5,8 années) et le thorium-228 (demi-vie = 1,9 année). Lorsque l'équilibre est atteint, l'activité du thorium-228 est égale à 1,5 fois celle du radium-228 (Moore et Stakes, 1994; Campana et coll., 1993).

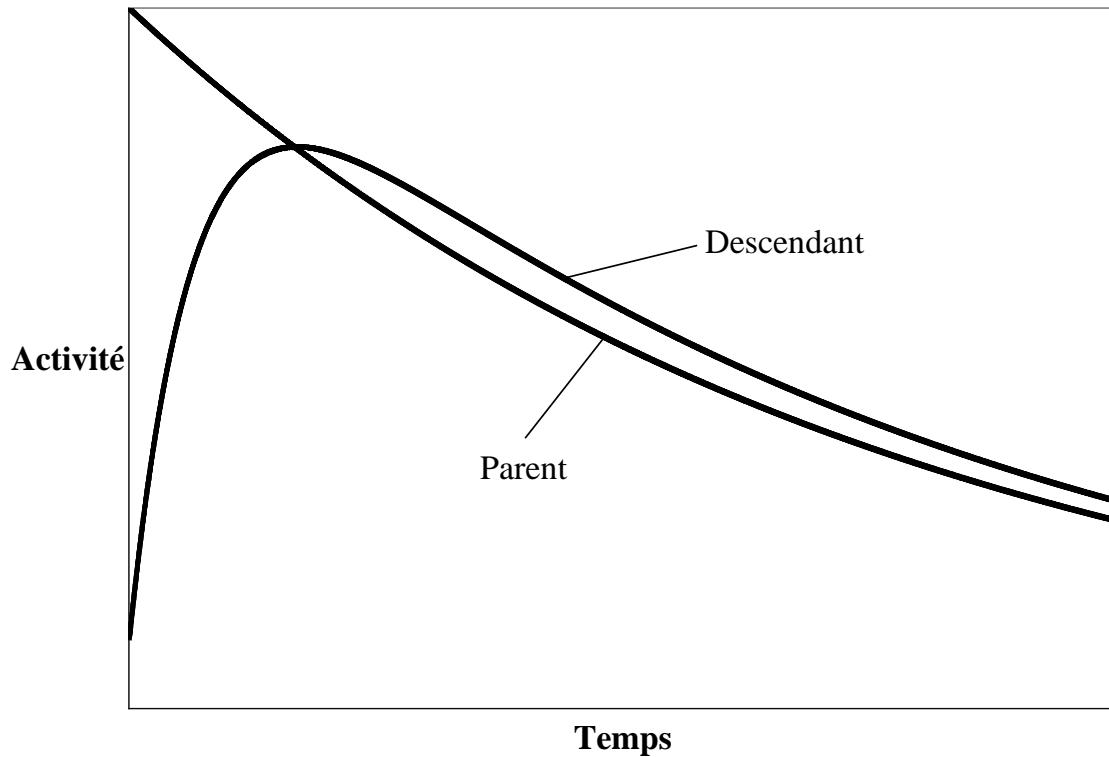


Figure 4 – Établissement de l'équilibre radioactif transitoire entre le parent et son descendant

Équilibre transitoire : condition (L'Annunziata, 2003)

Le parent doit avoir une demi-vie ($t_{1/2}$) plus longue que celle de son descendant.

$$10^4 < \lambda_A / \lambda_B < 1$$

où

λ_A = constante de désintégration parent

λ_B = constante de désintégration descendant

$$\lambda = 0,693/t_{1/2}$$

La différence des activités (A) entre le parent et son descendant peut être calculée à partir de l'équation simplifiée :

$$A_A / A_B = \frac{\lambda_B}{\lambda_B - \lambda_A}$$

Dans l'équilibre transitoire, l'activité du descendant est toujours plus élevée que celle du parent par un facteur égal à :

$$\frac{\lambda_B}{\lambda_B - \lambda_A}$$

Dans l'exemple du radium-228 et du thorium-228,

$$\lambda_A \text{ radium-228} = 0,1195 \quad \lambda_B \text{ thorium-228} = 0,3647$$

Alors :

$$\frac{\lambda_B}{\lambda_B - \lambda_A} = 0,3647 / (0,3647 - 0,1195) = 1,49$$

À l'équilibre transitoire, l'activité du thorium-228 est donc de 1,5 fois celle du radium-228.

2.3 Déséquilibres et causes

L'équilibre séculaire ou transitoire est rompu lorsque l'un des radionucléides intermédiaires quitte le milieu où il était confiné. Différents mécanismes peuvent être responsables des déséquilibres ainsi créés. Par exemple, un fractionnement dans l'équilibre peut être dû aux propriétés physico-chimiques des radionucléides. La plus grande solubilité d'un radionucléide de la chaîne par rapport à un autre en est un exemple. Puisque les propriétés physicochimiques varient souvent avec l'état d'oxydation d'un radionucléide, les caractéristiques d'un milieu auront également un impact sur le niveau de fractionnement dans une chaîne de radionucléides. Par exemple, un milieu oxydant peut mener à des fractionnements dans une chaîne en favorisant l'oxydation de l'uranium tétravalent (U^{+4}), non soluble, en uranium hexavalent (U^{+6}), soluble dans certaines conditions (voir la section 2.4) (Sheppard et coll., 2005).

Des fractionnements isotopiques, qui peuvent être causés par un effet appelé « effet de recul », peuvent également être responsables de déséquilibres. L'effet de recul est observé lorsque, pendant la désintégration d'un radionucléide, son descendant et la particule formée, c.-à-d. la particule alpha ou bêta, parcourent une certaine distance (qui peut atteindre quelques dizaines de nanomètres) (White, 2001). Cet effet peut mener au bris des liaisons chimiques qui unissaient le parent à la structure moléculaire et, ainsi, augmenter la mobilité du nouveau radionucléide formé (L'Annunziata, 2003). Dans certaines conditions, le radionucléide peut être lixivié à partir de la structure cristalline vers un autre milieu, par exemple vers le milieu aqueux.

L'effet de recul est, en partie, responsable de la répartition des isotopes d'un même élément dans différents milieux. L'enrichissement de certaines eaux naturelles en uranium-234 par rapport à l'uranium-238 en constitue un exemple (Choukri et coll., 2005).

L'effet de recul, les propriétés physicochimiques des radionucléides, les variations dans les états d'oxydation des nouveaux radionucléides formés et les phénomènes de lixiviation causés par les propriétés du milieu représentent tous des éléments qui peuvent être la source de fractionnement au sein de l'équilibre séculaire.

2.4 Équilibres et déséquilibres dans les matrices environnementales

Plusieurs études rapportent que les radionucléides précédant le radon-222 dans la chaîne de désintégration de l'uranium-238 peuvent généralement être considérés comme étant à l'état d'équilibre séculaire dans les sols non contaminés et non remaniés (Bostick et coll., 2007; Sheppard et coll., 2008). Une revue de la littérature rapporte que les activités de fond (exprimées en becquerel par kilogramme [Bq/kg]) mesurées dans des sols canadiens sont similaires entre les radionucléides qui composent la chaîne de l'uranium-238, ce qui suggère que ceux-ci sont près de l'équilibre séculaire (Sheppard et coll., 2004; Sheppard et coll., 2008). L'analyse de 18 échantillons de sols provenant de sept sites canadiens confirme que l'équilibre entre les radionucléides qui composent les chaînes de l'uranium-238 et du thorium-232 peut être présumé dans ces sols, sauf pour la portion de la chaîne comprise entre le radium-226 et le plomb-210, qui sont séparés par le radon-222 (Sheppard et coll., 2008).

L'état gazeux du radon-222 fait en sorte qu'il peut, dès lors de sa formation, migrer en partie du sol vers l'atmosphère⁸, où il pourra se transformer successivement en plomb-210 et polonium-210, deux radionucléides solides qui se lient aux poussières en suspension. Sa décroissance dans l'atmosphère mène ainsi au dépôt, à la surface du sol, de ces descendants radioactifs à vie longue avec la conséquence que des déséquilibres entre le radium-226 (parent du radon-222) et le plomb-210 (descendant du radon-222) peuvent être détectés selon l'horizon des sols soumis à l'analyse (Sheppard et coll., 2008). L'étude de Sheppard rapporte d'ailleurs que le ratio des activités plomb-210/radium-226 en surface (profondeur < 30 cm) est en moyenne égal à $2,5 \pm 2,1$, ce qui montre d'importantes variations dans les mesures et indique un enrichissement en plomb-210 à la surface du sol à la suite de la désintégration du radon-222 présent dans l'atmosphère. Ce ratio tend vers des valeurs plus près de l'unité sous la surface du sol (Sheppard et coll., 2008).

Compte tenu de sa courte demi-vie relative, le polonium-210 se retrouve quant à lui en équilibre avec le plomb-210 dans les sols (Thorne et Mitchell, 2011; Sheppard et coll., 2008).

Des analyses effectuées sur des sédiments en suspension ($> 0,2 \mu\text{m}$) de différentes rivières des Territoires du Nord-Ouest, au Canada, montrent une tendance vers l'équilibre pour la portion de chaîne allant de l'uranium-238 au radium-226, avec des ratios uranium-234/uranium-238 (0,897 à 0,992) et radium-226/uranium-238 (0,89 à 1,17) tendant vers l'unité (Vigier et coll., 2001). Les ratios qui incluent le thorium-230 pour ces particules en suspension se situent légèrement sous l'unité ou sont à l'équilibre (uranium-238/thorium-230 : 0,653 à 1,002 et radium-226/thorium-230 : 0,596 à 1,020). Des écarts sont parfois observés en raison de la plus faible solubilité du thorium par rapport aux autres radionucléides, qui est alors davantage retenu dans la phase particulaire.

En milieu aqueux, le comportement des radionucléides est contrôlé par les propriétés du milieu, dont les espèces présentes et leurs caractéristiques physicochimiques. Par exemple, dans les milieux naturels, l'uranium possède deux degrés d'oxydation stables qui influencent sa solubilité, soit (Sheppard et coll., 2005) :

- le degré d'oxydation +4 (U^{+4}), où l'uranium est sous sa forme non soluble (p. ex., dans le dioxyde d'uranium UO_2);
- le degré d'oxydation +6 (U^{+6}), où l'uranium est sous sa forme soluble (p. ex., l'ion uranyl UO_2^{2+}).

⁸ La fraction du radon qui émane du sol dépend de plusieurs facteurs, comme la distribution du radium dans le sol, la porosité du sol, son taux d'humidité, etc. (IRSN et INERIS, 2008; White, 2001).

Dans certaines conditions propices, en milieu oxydant et acide par exemple, l'uranium tétravalent est oxydé pour former l'ion uranyle UO_2^{2+} , qui peut former des composés solubles. Le thorium n'existe quant à lui que sous la forme tétravalente très peu soluble (CEAEQ, 2014 b; IRSN, 2013; Mitchell et coll., 2013). Par conséquent, des déséquilibres entre l'uranium-238 et le thorium-230, ainsi qu'entre l'uranium-234 et le thorium-230, peuvent être observés en milieu aqueux et sont rapportés dans divers types d'eaux naturelles (Plater et coll., 1992; Vigier et coll., 2001).

Les espèces chimiques naturellement présentes dans l'environnement ont également un impact important sur la solubilité de certains radionucléides. Par exemple, en présence d'ions carbonates dissous (CO_3^{2-}), l'uranium [sous sa forme oxydé U(VI)] peut, même à pH neutre ou alcalin, former des composés stables et solubles dans l'eau (Mitchell et coll., 2013).

Compte tenu de son état gazeux, le radon, qui est presque toujours présent dans les eaux naturelles, diffuse à différents degrés de l'eau vers l'atmosphère, où il va s'y désintégrer. Cette diffusion de l'eau vers l'air fait en sorte que l'activité du radon est plus faible dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines (Otton, 1992). Étant donné les plus faibles teneurs en radionucléides dans les eaux naturelles par rapport aux teneurs observées dans les sols et sédiments, le radon présent dans les eaux naturelles provient majoritairement de la dissolution du radon formé dans la roche au travers de laquelle circule l'eau, alors que seule une fraction du radon présent est due à la décroissance du radium-226 dissous dans l'eau (IRSN et INERIS, 2008). La présence dans l'eau du radon pourra représenter la source d'un déséquilibre entre le radium-226 et le plomb-210 présents dans les sédiments, au même titre que le radon peut représenter la source d'un déséquilibre dans les sols lors de son exhalation vers l'atmosphère.

En ce qui concerne les particules en suspension dans l'air, un déséquilibre est habituellement observé entre le plomb-210 et le polonium-210 (Persson et Holm, 2011). En effet, compte tenu de son long temps de demi-vie, le plomb-210, formé dans l'air à la suite de la décroissance du radon-222, se dépose au sol avant que l'équilibre avec le polonium-210 soit atteint. Selon l'endroit où les échantillons sont prélevés, des déséquilibres de l'ordre de 0,05 à 0,2 peuvent être observés (Persson et Holm, 2011). Dans une étude, si l'activité du plomb-210 est utilisée pour déterminer l'activité du polonium-210, l'approche employée est conservatrice puisqu'elle surestime la quantité de ce dernier.

Dans les matrices biologiques, compte tenu de la biodisponibilité unique de chaque radionucléide ainsi que des voies de transfert qui sont particulières à chaque organisme, les équilibres entre les radionucléides d'une même chaîne ne peuvent pas être considérés. On observe de grandes variabilités selon les régions et les espèces. Pour un même élément, les processus de désintégration peuvent créer une biodisponibilité différente entre deux isotopes, menant à un enrichissement isotopique à l'intérieur d'un même organisme, p. ex., le thorium-232 et le thorium-228 (Sheppard et coll., 2008).

Les radionucléides d'origine naturelle dont il est question dans le présent document sont généralement peu solubles. Le radium étant considéré, dans certaines conditions physico-chimiques, comme l'élément le plus soluble, il est donc le radionucléide le plus susceptible d'être retrouvé dans l'environnement (White, 2001; Worden, 2000). C'est ce qui explique pourquoi les suivis environnementaux ou les suivis de la qualité de l'eau se limitent souvent à la mesure du radium-226 et du radium-228 (USGS, 1998). Il convient de noter que le radium peut se présenter dans l'environnement naturel sous la forme de composés non solubles, par exemple des sulfates et carbonates (Kirby et Salutsky, 1964; Schweitzer et Pesterfield, 2004; Vigier et coll., 2001), et qu'il est en général peu mobile dans les sols, puisqu'il se fixe facilement aux sols argileux et aux autres types de sol, ainsi qu'à la matière organique (Jeambrun, 2012).

Lorsqu'un événement produit un déséquilibre dans la chaîne de désintégration, des sous-équilibres peuvent rapidement se reformer, compte tenu de la courte période radioactive de certains descendants (Martin, 2011; IRSN, 2011). Le tableau 1 présente les différents sous-équilibres à considérer lorsque l'équilibre total est brisé. Ces sous-équilibres peuvent se retrouver

dans divers milieux dynamiques, par exemple dans l'eau, et non pas seulement dans les sols où la mobilité des radionucléides est réduite.

Tableau 1 – Équilibres séculaires au sein de la série de l'uranium-238 et du thorium-232

Parent	Radionucléides descendants en équilibre
Chaîne de l'uranium-238	
^{238}U	^{234}Th , $^{234\text{m}}\text{Pa}$, ^{234}Pa
^{226}Ra	^{222}Rn , ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po
^{210}Pb	^{210}Bi , ^{210}Po
Chaîne du thorium-232	
^{228}Ra	^{228}Ac
^{228}Th	^{224}Ra , ^{220}Rn , ^{216}Po , ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{208}Tl , ^{212}Po

Il convient de noter que l'équilibre dans la chaîne de désintégration du thorium-232 est rarement brisé dans l'environnement naturel, alors que le déséquilibre est plus commun dans la chaîne de l'uranium-238 (Minty, 1997).

Les déséquilibres qui ont lieu dans l'environnement naturel sont favorisés par différents procédés mécaniques ou chimiques (IRSN, 2011). Des procédés mécaniques comme l'excavation, le forage ou le dynamitage peuvent favoriser l'exhalation du radon-222 et introduire un déséquilibre dans la chaîne de l'uranium-238, entre le radium-226 et ses descendants. Les procédés chimiques vont quant à eux perturber l'équilibre séculaire dans toute la chaîne. Ainsi, sur des sites d'exploration et d'extraction minière, des déséquilibres peuvent être introduits lors :

1. de l'extraction du minerai (procédé mécanique);
2. du traitement, de la purification et de la concentration du minerai (procédé chimique);
3. du traitement des eaux par la présence d'anions ou de cations (Ca, Ba, SO₄, etc.) favorisant la précipitation de certains radionucléides présents en solution (procédé chimique).

2.5 Détermination de l'équilibre séculaire

En principe, l'équilibre séculaire est présent lorsque le ratio entre les activités des radionucléides d'une même chaîne est égal à l'unité. Pour évaluer s'il y a présence d'un équilibre séculaire, il faut donc comparer les activités pour les radionucléides analysés, et vérifier si elles sont égales entre elles. Or, chaque mesure d'activité est associée à une incertitude (c.-à-d. un intervalle de précision) sur la valeur et cette incertitude peut être utilisée afin de comparer les activités entre elles et estimer le degré de présence, ou d'absence, d'équilibre au sein d'une chaîne radioactive (IRSN, 2006).

À titre d'exemple, les deux tableaux suivants présentent un cas d'équilibre (tableau 2) et de déséquilibre (tableau 3) séculaire. Notez que l'incertitude sur un résultat de mesure ne figure pas toujours sur les certificats délivrés par les laboratoires d'analyse. Par conséquent, lors de l'envoi des échantillons environnementaux pour analyse, il est important de spécifier au laboratoire choisi que le résultat d'analyse doit être accompagné de son incertitude (valeur donnée à la suite du symbole ±).

Tableau 2 – Équilibre séculaire à l'intérieur de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 (IRSN, 2006)

Radionucléide mesuré	Activité et incertitude (Bq/kg)	Intervalle à considérer (Bq/kg)
Uranium-238	644 ± 103	541 à 747
Radium-226	723 ± 79	644 à 809
Plomb-210	712 ± 150	562 à 862

Tableau 3 – Déséquilibre à l'intérieur de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 (IRSN, 2006)

Radionucléide mesuré	Activité et incertitude (Bq/kg)	Intervalle à considérer (Bq/kg)
Uranium-238	582 ± 25	557 à 607
Uranium-234	602 ± 19	583 à 621
Thorium-230	610 ± 80	530 à 690
Radium-226	350 ± 40	310 à 390
Plomb-210	848 ± 123	725 à 971

Lorsqu'il y a déséquilibre, admettre la présence d'un équilibre au sein de la chaîne permet souvent d'estimer de façon approximative les activités des descendants, alors que l'utilisation de sous-équilibres permet d'effectuer une estimation plus fine de leur activité (IRSN, 2006). Le tableau 4 donne un exemple où les sous-équilibres sont utilisés pour évaluer les activités des descendants de l'uranium-238 lors d'un déséquilibre dans la chaîne (en utilisant les activités présentées au tableau 3 et les sous-équilibres présentés au tableau 1).

Tableau 4 – Utilisation de sous-équilibres à l'intérieur de la chaîne de désintégration de l'uranium-238

Radionucléide mesuré	Activité et incertitude (Bq/kg)	Radionucléides en sous-équilibre
Uranium-238	582 ± 25	Thorium-234 Protactinium-234
Uranium-234	602 ± 19	---
Thorium-230	610 ± 80	---
Radium-226	350 ± 40	Radon-222 Polonium-218 Plomb-214 Bismuth-214 Polonium-214
Plomb-210	848 ± 123	Bismuth-210 Polonium-210

3. RADIONUCLÉIDES RECOMMANDÉS

Le tableau 6 résume les radionucléides recommandés pour la caractérisation des matrices environnementales considérées.

3.1 Matrices solides – sols, minéral, stériles miniers, sédiments et résidus miniers

Plusieurs matrices solides peuvent être analysées tout au long du cycle de la vie d'une mine, c'est-à-dire dès l'étape de la caractérisation initiale du site minier, pendant les travaux d'opération de la mine, et pendant l'étape de réhabilitation du site, lorsque les travaux sont terminés (post-fermeture). Selon la matrice considérée, l'hypothèse de l'équilibre séculaire a été ou non retenue. Ainsi :

Sols, minéral et stériles miniers⁹

Pour la caractérisation initiale des teneurs de fond dans les sols d'un terrain pour lequel une caractérisation de phase 1 effectuée en respect du *Guide de caractérisation des terrains* (Anderson, 2003) n'a révélé aucune contamination en lien avec la présence de radionucléides, l'hypothèse de l'équilibre séculaire peut être retenue si elle est confirmée lors de l'analyse des échantillons. Si l'étude de phase 1 révèle une source potentielle de

⁹ Les stériles miniers sont les roches qui doivent être excavées afin d'accéder aux zones minéralisées. Elles ne contiennent pas de minéraux en quantité suffisante pour permettre une exploitation économiquement rentable (Directive 019 sur l'industrie minière). Les stériles sont considérés comme des résidus miniers au sens de la Directive 019 sur l'industrie minière.

contamination en radionucléides, les éventuels déséquilibres incluant les radionucléides en causes devront être examinés à l'aide de l'analyse de tous les radionucléides pertinents. Pour la caractérisation des sols effectuée lors de la cessation de l'activité visée par règlement, les déséquilibres qui auraient pu survenir à la suite des activités qui se sont déroulées doivent être examinés.

Pour la caractérisation du minerai et du stérile minier, l'hypothèse de l'équilibre séculaire est de prime abord retenue (voir la section 2.4), mais elle doit être démontrée lors de l'analyse.

Afin de vérifier l'hypothèse de l'équilibre séculaire pour la chaîne de l'uranium-238 dans les sols, le minerai et le stérile minier, les mesures porteront sur :

- l'uranium-238, qui est le parent de la chaîne;
- le radium-226, qui représente l'élément de la chaîne qui possède généralement la plus grande solubilité¹⁰;
- le plomb-210, un descendant du radon qui, à différents degrés, migre dans les sols jusqu'à l'atmosphère où il s'y désintègre, ses descendants se déposant alors à la surface du sol.

Si les analyses de l'uranium-238, du radium-226 et du plomb-210 montrent que ces trois radionucléides possèdent la même activité (voir la section 2.5), il sera alors possible de conclure que l'équilibre séculaire est présent et d'évaluer l'activité de chacun des radionucléides des chaînes de désintégration à partir de la mesure d'un nombre restreint de radionucléides (voir la section 2.2).

Selon les résultats obtenus, il pourrait être nécessaire de faire des caractérisations complémentaires, notamment si les résultats laissent croire que l'équilibre séculaire n'est pas présent. Si un déséquilibre se situe entre l'uranium-238 et le radium-226, l'analyse de l'uranium-234 et du thorium-230 devra être effectuée. Si un déséquilibre est observé entre le radium-226 et le plomb-210, l'analyse du polonium-210 devra être effectuée.

Sédiments en milieu aquatique

Malgré le traitement des effluents, de faibles quantités de radionucléides peuvent être rejetées dans le milieu aquatique, ce qui, compte tenu de leur faible solubilité, entraîne leur accumulation continue dans les sédiments. Cette accumulation peut d'ailleurs mener à une exposition chronique des organismes benthiques. Ainsi, étant donné les variations des caractéristiques physicochimiques des effluents jumelées à la nature des radionucléides, l'hypothèse de l'équilibre séculaire dans les sédiments, une fois l'exploitation commencée, n'est pas acquise. Si l'analyse de l'uranium-238, du radium-226 et du plomb-210 laisse entrevoir un déséquilibre sur toute la chaîne, il est recommandé de procéder, de façon complémentaire, à l'analyse de l'uranium-234, du thorium-230 et du polonium-210.

Résidus miniers de traitement du minerai

Les résidus miniers de traitement sont générés lors des étapes d'enrichissement et de

¹⁰Dans certaines conditions, le radium peut se présenter dans l'environnement naturel sous la forme de composés non solubles (p. ex., en présence de sulfates et carbonates dissous).

séparation d'un minerai. Selon la composition du minerai, ces résidus miniers peuvent contenir d'importantes quantités de radionucléides. Ce type de résidus miniers inclut les boues d'épuration résultant du traitement ou de l'épuration des eaux usées et les poussières provenant des émissions atmosphériques. Sont également considérées comme des résidus miniers de traitement, les scories et les boues, y compris les boues d'épuration, rejetées lors du traitement utilisant majoritairement un minerai ou un minerai enrichi ou concentré par pyroméallurgie ou hydroméallurgie ou par extraction électrolytique (Directive 019 sur l'industrie minière).

Dans le cas particulier des mines d'uranium, lorsque les résidus d'usinage contiennent peu d'uranium, le thorium-230 devient le nouveau radionucléide à la tête de la filiation radioactive. En présence d'équilibre au sein des radionucléides restants, les descendants du thorium-230 tendront vers l'équilibre transitoire avec leur parent à un facteur de 1,02 (voir l'encadré de la section 2.2.2). Comme avec les sols, la présence ou l'absence d'équilibre pourra être démontrée, dans le cas de la chaîne de l'uranium-238, par la mesure de l'uranium-238, du radium-226 et du plomb-210.

Compte tenu des traitements que reçoivent ces résidus miniers, il est recommandé de procéder à l'analyse complète de l'uranium-234, du thorium-230 et du polonium-210 en cas de déséquilibre à tout endroit dans la chaîne.

Les radionucléides sélectionnés pour la caractérisation des sols, des sédiments, du minerai, des stériles miniers et des résidus miniers de traitement sont les suivants :

- Série uranium-238 : U-238, Ra-226, Pb-210;
- Série thorium-232 : Th-232, Ra-228, Th-228.

3.2 Matrices liquides – eaux de surface et eaux souterraines

Lorsqu'il s'agit de la caractérisation initiale d'un milieu aqueux, plusieurs publications recommandent une analyse qui inclut l'uranium-234. L'uranium-238 et l'uranium-234 sont souvent à l'équilibre dans les sols et les roches (Borylo et Bogdan, 2014; Srivastava et coll., 2013; Fujikawa et coll., 2000), mais un fractionnement entre ces deux isotopes est souvent observé dans les eaux naturelles. Ce fractionnement peut survenir à la suite de divers phénomènes, tel l'effet de recul (section 2.3). Des publications ont rapporté des enrichissements en uranium-234 par rapport à l'uranium-238 dans divers types d'échantillons (eaux souterraines, puits, rivières, lacs, etc.) et on y mentionne l'importance de déterminer l'activité de l'uranium-234 pour la caractérisation des milieux aqueux (Fujikawa et coll., 2000; IRSN, 2008; Choukri et coll., 2005). À titre d'exemple, des ratios d'activité uranium-234/uranium-238 entre 0,5 et 40 ont été rapportés (Fujikawa et coll., 2000; Choukri et coll., 2005), mais des ratios qui se situent entre 1,0 et 1,5 semblent plus communs dans certaines eaux de surface (Plater et coll., 1992; Riotte et Chabaux, 1999). Par conséquent, l'uranium-234 doit être ajouté dans la liste des radionucléides pertinents pour la caractérisation des eaux de surface et des eaux souterraines.

3.2.1 Eaux de surface et eaux souterraines

Les radionucléides sélectionnés pour la caractérisation de l'eau de surface et de l'eau souterraine sont les suivants :

- Série uranium-238 : U-238, U-234, Ra-226, Pb-210;
- Série thorium-232 : Th-232, Ra-228, Th-228.

À noter que lorsque l'analyse de ces deux séries de radionucléides laisse croire qu'il n'y a pas d'équilibre séculaire, l'analyse du thorium-230 et du polonium-210 est recommandée (IRSN, 2008).

3.3 Air ambiant

Afin de s'assurer de l'absence de dispersion de radionucléides dans l'environnement, il convient de mesurer le débit de dose de rayonnement gamma ambiant. Cette mesure permettra de s'assurer que le débit de dose externe :

- reste constant, ou diminue, pour une station de mesure en particulier;
- diminue à mesure que l'on s'éloigne du site minier.

Afin de s'assurer du respect des critères de qualité de l'air ambiant, la mesure des autres types de rayonnements (bêta ou alpha) pourra également être effectuée.

3.3.1 Air ambiant – gaz

Dans le cas de sites situés à proximité d'espaces occupés par des populations humaines, une caractérisation de la teneur en radon dans l'air (Rn-222) à différents points stratégiques, à fréquence régulière, pourrait être recommandée par les instances en lien avec la protection de la santé humaine.

3.3.2 Air ambiant – particules en suspension

Les matrices suivantes sont considérées par l'Agence internationale de l'énergie atomique comme étant pertinentes pour la caractérisation et le suivi des particules en suspension dans l'air (AIEA 2010) :

- Air;
- Précipitations (pluie, neige);
- Dépôt au sol : sol, nourriture (fruits et légumes à feuilles, eaux de surface, etc.) et indicateurs terrestres (lichens, mousses, champignons, etc.).

Compte tenu de la présence de particules en suspension dans l'air qui pourront provenir de résidus solides exposés en surface une fois les travaux amorcés, les radionucléides sélectionnés pour la caractérisation de l'activité radioactive dans l'air ambiant sont les mêmes que ceux qui sont recommandés pour la caractérisation des matrices solides :

- Série uranium-238 : U-238, Ra-226, Pb-210
- Série thorium-232 : Th-232, Ra-228, Th-228

De la même façon que pour les matrices solides, l'analyse systématique du thorium-230 est recommandée uniquement pour la caractérisation des échantillons d'air prélevés dans les environs de mines d'uranium.

Certaines des particules retrouvées dans l'air étant issues de différents procédés mécaniques ou chimiques (p. ex., des particules provenant de l'exposition de résidus d'usinage), l'hypothèse de l'équilibre séculaire n'est pas acquise. Si les analyses de l'uranium-238, du radium-226 et du plomb-210 suggèrent la présence d'un déséquilibre au sein de la chaîne de l'uranium-238, il est recommandé de procéder à l'analyse de l'uranium-234, du thorium-230 et du polonium-210.

Dans un environnement où la présence du plomb-210 et du polonium-210 est due essentiellement à la décroissance du radon-222, un déséquilibre est observé entre le plomb-210 et le polonium-210. L'estimation de l'activité du polonium-210 à partir de celle du plomb-210 représente alors une estimation conservatrice. Si dans une situation particulière l'activité du polonium-210 doit être connue précisément, il est recommandé d'ajouter ce radionucléide à la série de radionucléides à analyser systématiquement (soit uranium-238, radium-226 et plomb-210).

3.4 Matrices biologiques

Les radionucléides peuvent être émis dans l'environnement du fait de l'émission de particules en suspension dans l'air (AIEA, 2010), de dépôts aériens provenant de la désintégration du radon (dépôts de plomb-210 et de polonium-210) ou encore de phénomènes de lixiviation dans les sols ou de rejets aquatiques. Les organismes peuvent alors être exposés aux radionucléides et les accumuler dans leurs tissus. Afin de déterminer le niveau d'exposition des organismes et d'évaluer les risques associés à cette exposition, il est possible d'analyser les radionucléides dans des matrices biologiques. Il s'agit par exemple de plantes terrestres à racines, de fruits, de légumes à feuilles, de mousses, de lichens ou de champignons pour les organismes terrestres. Pour les milieux aquatiques, il s'agit, notamment, d'algues, d'organismes benthiques ou de poissons.

Le devenir des radionucléides dans un organisme varie d'un radionucléide à un autre. Par exemple, l'absorption de l'uranium, du thorium et du radium s'effectue principalement par voie racinaire chez les végétaux terrestres. Puisqu'il y a généralement peu de translocation¹¹ le long de la plante pour ces radionucléides (CEAEQ, 2014a, 2014b et 2014c), les racines constituent l'organe où les teneurs en radionucléides sont les plus élevées dans les plantes terrestres. Ceci n'est pas le cas du plomb-210 et du polonium-210 (CEAEQ, en révision) qui s'accumulent davantage au niveau des surfaces foliaires puisqu'ils proviennent des dépôts suivant la désintégration du radon-222 présent dans l'air. Le tableau 5 indique les tissus biologiques dans lesquels les radionucléides sont les plus susceptibles de se bioaccumuler dépendamment du type d'organisme considéré.

Tableau 5 – Localisation préférentielle de quelques radionucléides dans les tissus biologiques d'organismes vivants (CEAEQ, 2014a, 2014b, 2014c et en révision)

	Polonium	Radium	Thorium	Uranium
Végétaux	Feuilles	Racines	Racines	Racines
Invertébrés	Organismes analysés dans leur ensemble			
Oiseaux	Foie	Os	Os	Reins
Mammifères	Foie Rate Reins Moelle osseuse	Os	Os	Os Foie Rate Reins
Poissons	Viscères	Os	Branchies Peau	Os Écailles

Ainsi, le devenir des radionucléides dans un organisme variant d'un radionucléide à un autre, la sélection des radionucléides à analyser dans les matrices biologiques dépendra de nombreux

¹¹ Mouvement de certaines substances solubles à l'intérieur des tissus végétaux, ou d'un tissu à l'autre.

facteurs, tels que le minerai exploité (mine de terres rares, uranium, niobium, etc.), les radionucléides présents dans ce minerai, le devenir présumé de ces radionucléides dans le milieu environnant la mine et les concentrations en radionucléides mesurées dans les différents médias dans le milieu environnant la mine (air, sol, eau).

3.5 Résidus industriels produits dans le cadre de l'application de procédés thermiques

Comme mentionné à la section 1, des industries de production et de transformation peuvent mener à la concentration de radionucléides d'origine naturelle (Van der Steen et Van Weers, 2004). Plusieurs industries appliquent des procédés thermiques afin d'extraire, de transformer ou de raffiner la matière ou pour fournir une production énergétique. Les procédés thermiques appliqués peuvent provoquer la sublimation d'éléments comme le polonium-210 et le plomb-210, qui sont des radionucléides volatiles¹² (Garcia-Tenoro, 2012).

À titre d'exemple, la transformation du minerai de niobium requiert des procédés thermiques, la réduction du niobium extrait s'effectuant à 800 °C. Or, le minerai de niobium contient généralement des teneurs en uranium-238 qui sont plus élevées que les teneurs moyennes observées dans la croûte terrestre. Ainsi, lors de l'application des procédés thermiques, les radionucléides précédant le radon-222 restent dans le fondant, mais l'accumulation de polonium-210 et de plomb-210 dans les collecteurs de poussières peut être observée (Garcia-Tenoro, 2012). L'activité du polonium-210 et du plomb-210 dans les collecteurs de poussières de ce type d'industrie pourrait varier entre 100 et 500 Bq/g dans certains cas (IAEA, 2006). Il en va de même pour l'industrie de production et transformation du fer et de l'acier ou l'industrie de production de phosphore, où les procédés thermiques peuvent utiliser des températures atteignant respectivement 1 400 °C et 1 500 °C. Par conséquent, avec les résidus industriels produits dans le cadre des procédés mécaniques et chimiques, les poussières et cendres produites par l'application de procédés thermiques devraient également être analysées.

Les radionucléides sélectionnés pour la caractérisation des poussières et cendres accumulées dans les collecteurs de poussières et filtres sont les suivants :

- Série uranium-238 : Pb-210, Po-210

¹² C'est-à-dire qu'ils peuvent, par un processus de sublimation, passer de l'état solide à l'état gazeux sans passer par une phase liquide.

Tableau 6 – Radionucléides recommandés pour la caractérisation des radionucléides dans les matrices environnementales, applicables à tous les types de mines

Matrices environnementales	Radionucléides recommandés Série de l'uranium-238 Série du thorium-232
Sols, minéral, stériles miniers	Minimum pour la caractérisation : U-238, Ra-226, Pb-210 (Th-230 pour les mines d'uranium) Th-232, Ra-228, Th-228 Si déséquilibre entre l'uranium-238 et le radium-226 : U-234, Th-230 Si déséquilibre entre le radium-226 et le plomb-210 : Po-210
Sédiments	Minimum pour la caractérisation : U-238, Ra-226, Pb-210 (Th-230 pour les mines d'uranium) Th-232, Ra-228, Th-228 Si déséquilibre dans la chaîne de l'uranium-238 : U-234, Th-230, Po-210
Résidus miniers de traitement	Minimum pour la caractérisation : U-238, Ra-226, Pb-210 (Th-230 pour les mines d'uranium) Th-232, Ra-228, Th-228 Si déséquilibre dans la chaîne de l'uranium-238 : U-234, Th-230, Po-210
Eaux de surface et eaux souterraines	Minimum pour la caractérisation : U-238, U-234, Ra-226, Pb-210 Th-232, Ra-228, Th-228 Si déséquilibre dans la chaîne de l'uranium-238 : Th-230, Po-210
Air ambiant – gaz	Débit de rayonnement gamma Rn-222 pour les sites près de populations humaines

Matrices environnementales	Radionucléides recommandés Série de l'uranium-238 Série du thorium-232
Air ambiant – particules en suspension	Minimum pour la caractérisation : U-238, Ra-226, Pb-210 (Th-230 pour les mines d'uranium, Po-210 si son activité doit être connue précisément) Th-232, Ra-228, Th-228 <hr/> Si déséquilibre entre l'uranium-238 et le radium-226 : U-234, Th-230 Si déséquilibre entre le radium-226 et le plomb-210 : Po-210
Matrices biologiques	Selon le type d'organisme et les besoins de l'étude réalisée
Poussières et cendres accumulées dans les collecteurs de poussières et filtres dans le cadre de procédés thermiques	Pb-210, Po-210

4. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), 2006. *Assessing the need for radiation protection measures in work involving minerals and raw materials*, IAEA Safety Report Series 49, 66 p.
- AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), 2010. *Programmes and systems for source and environmental radiation monitoring*, IAEA Safety Report Series 64, 234 p.
- AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), 2012. *Radiation protection and NORM residue management in the titanium dioxide and related industries*, IAEA Safety Report Series 76, 124 p.
- ANDERSON, L., 2003. *Guide de caractérisation des terrains*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur industriel, ISBN 2-551-19621-3, 77 p. et 9 annexes.
- BAPE (Bureau des 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 p. En ligne. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/rapports/publications/bape167.pdf>.
- BORYLO, A., et S. BOGDAN, 2014. « Activity disequilibrium between ²³⁴U and ²³⁸U isotopes in natural environment », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 300, p. 719-727.
- BOSTICK, K., N. DAY, D. WARD et B. ADAMS, 2007. « Approaches to site characterization, reclamation of uranium mine overburden, and neutralization of a mine pond at the White King-Lucky Lass mines site near Lakeview, Oregon », in DeGraff, J.V. (éd.), *Understanding and Responding to Hazardous Substances at Mine Sites in the Western United States*, The Geological Society of America, p. 135.
- CAMPANA, S.E., H.A. OXENFORD ET J.N. SMITH, 1993. « Radiochemical determination of longevity in flyingfish *Hirundichthys affinis* using Th-228/Ra-228 », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 100, p. 211-219.
- 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 révision. *Toxicité du polonium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- CHOPPIN, G., J.-O. LILJENZIN et J. RYDBERG, 2002. *Radiochemistry and Nuclear Chemistry*, 3rd edition. Elsevier, 709 p.
- CHOUKRI, A., O.K. HAKAM, H. BOUNOUIRA, M. AL IBRAHIMI et J.L. REYSS, 2005. « Mesure des activités de l'uranium (²³⁸U, ²³⁴U) et du rapport isotopique ²³⁴U/²³⁸U dans des échantillons

- d'eau naturelle au Maroc à l'aide de la spectrométrie alpha », *Afrique Science*, 01(2), ISSN 1813-548X, p. 239-251.
- DESIDERI, D., M.A. MELI, L. FEDUZI et C. ROSELI, 2006. « The importance of radiochemistry for the characterization of NORM and of environments contaminated by NORM », *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, vol. 86, p. 601-613.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), 2015. « Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM) ». En ligne. <https://www.epa.gov/radiation/technologically-enhanced-naturally-occurring-radioactive-materials-tenorm>.
- FUJIKAWA, Y., M. FUKUI, M. SUGAHARA, E. IKEDA et M. SHIMADA, 2000. *Variation in uranium isotopic ratios $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ in Japanese soil and water samples – Application to Environmental Monitoring*, International Peace Research Association (IPRA) 10, P-4a-238. En ligne. <http://www.irpa.net/irpa10/cdrom/00809.pdf>.
- GARCIA-TENORIO, R., 2012. *^{210}Po and ^{210}Pb in NORM mineral processing industries*. NORM 1st International Symposium, Tallinn, Estonie, 8 p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2016. *Loi sur la qualité de l'environnement*. Article 31.51. En ligne. <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/Q-2>.
- KIRBY, H. W., et M. L. SALUTSKY, 1964. *The Radiochemistry of Radium*, National Academy of Sciences National Research Council, 205 p. En ligne. <http://library.lanl.gov/cgi-bin/getfile?rc000041.pdf>.
- IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), 2006. *Guide méthodologique pour l'acceptation de déchets présentant une radioactivité naturelle dans les installations classées d'élimination*. En ligne. http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/surveillance-environnement/Pages/Guide-methodologique-acceptation-dechets-radioactivite-elimination.aspx.
- IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), 2008. *Éléments pour la caractérisation radiologique des matières et effluents en application de l'arrêté du 25 mai 2005*. En ligne. http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/environnement/IRSN_guide_caracterisation_radiologique.pdf.
- IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire) et INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques), 2008. *Le radon, synthèse des connaissances et résultats des premières investigations en environnement minier*. En ligne. http://www.ineris.fr/centredoc/86108-07270A_radon_version_du_090309.pdf.
- IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), 2011. *Annexe du document Gestion des sites potentiellement pollués par des substances radioactives*. En ligne. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/V7-annexe-07-02-2012.pdf>.
- IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), 2013. *Fiche radionucléide : Thorium 232 et environnement*. En ligne. http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/Documents/Thorium_Th232_v1.pdf.
- 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. En ligne. http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/82/10/54/PDF/jeambrun_marion_2012_ED413.pdf.
- L'ANNUNZIATA, M., 2003. *Handbook of Radioactivity Analysis*, 2nd edition, Elsevier, 1273 p.

- LARIVIÈRE, D., et N. GUÉRIN, 2010. « Natural Radioactivity », in Atwood, D.A. (éd.), *Radionuclides in the Environment*, Chichester, John Wiley & Sons, p. 261-272.
- MARTIN, J.E., 2011. *Physics for Radiation Protection*, 2nd edition, Wiley-VCH., 822 p.
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et la Lutte contre les changements climatiques), 2012. *Directive 019 sur l'industrie minière*, Québec, gouvernement du Québec.
- MINTY, B.R.S., 1997. « Fundamentals of airborne gamma-ray spectrometry », *Journal of Australian Geology and Geophysics*, vol. 17, n° 2, p. 39-50.
- MITCHELL, N., D. PEREZ-SANCHEZ et M.C. THORNE, 2013. « A review of the behaviour of U-238 series radionuclides in soils and plants », *Journal of Radiological Protection*, vol. 33, n° 2, p. R17-R48.
- MOORE, W.S., et D. STAKES, 1994. « Data report : preliminary gamma-ray analyses of samples from leg 139 », *Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results*, vol. 139, p. 737-738.
- OTTON, J. K., 1992. *The Geology of Radon*, United States Geological Survey (USGS), 32 p. En ligne. <http://pubs.usgs.gov/gip/7000018/report.pdf>.
- PERSSON, B.R.R., et E. HOLM, 2011. « Polonium-210 and Lead-210 in the terrestrial environment : a historical review », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 420-429.
- PLATER, A.J., M. IVANOVICH et R.E. DUGDALE, 1992. « Uranium series disequilibrium in river sediments and waters : the significance of anomalous activity ratios », *Applied Geochemistry*, vol. 7, p. 101-110.
- SANTÉ CANADA, 2000. *Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives naturelles (MRN)*. 73 p. En ligne. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/norm-mrn/index-fra.php>
- RIOTTE, J., et F. CHABAUX, 1999. « U234/U238 activity ratios in freshwater as tracers of hydrological processes : The Strengbach watershed (Vosges, France) », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 63, n° 9, p. 1263-1275.
- SCHWEITZER, G. K., et L. L. PESTERFIELD, 2004. *The Aqueous Chemistry of the Elements*, New York, Oxford University Press, 434 p.
- SHEPPARD, S. C., M. I. SHEPPARD, B. SANIPELLI ET J. TAIT, 2004. *Background Radionuclides Concentrations in Major Environmental Compartments of Natural Terrestrial Ecosystems*, ECOMatters pour CCSN (Commission canadienne de sûreté nucléaire), 294 p.
- SHEPPARD, S. C., M. I. SHEPPARD, M. GALLERAND et B. SANIPELLI, 2005. « Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 79, p. 55-83.
- SHEPPARD, S. C., M. I. SHEPPARD, M. LLIN, J. TAIT et B. SANIPELLI, 2008. « Primordial radionuclides in Canadian background sites : secular equilibrium and isotopic differences », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, p. 933-946.
- SRIVASTAVA, S.K., et COLL., 2013. « Variation in the uranium isotopic ratios $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ and $^{234}\text{U}/\text{total-U}$ in Indian soil samples – Application to Environmental Monitoring », *Radioprotection*, vol. 48, n° 2, p. 231-242.

- THORNE, M.C., et N. MITCHELL, 2011. *The Biosphere Transport, Distribution and Radiological Impact of Uranium Series Radionuclides from a Geological Disposal Facility*, NDA RWMD Biosphere Assessment Studies FY2010-2011, QRS-1378ZM-5, Version 1.0, 182 p.
- USGS (U.S. Geological Survey), 1998. *Radium-226 and Radium-228 in Shallow Ground Water, Southern New Jersey*, U.S. Department of the Interior, 6 p. En ligne. <http://pubs.usgs.gov/fs/1998/0062/report.pdf>.
- VANDENHOVE, H., C. HURTGEN, ET T. E. PAYNE, 2010. « Uranium », in Atwood, D.A. (éd.), *Radionuclides in the Environment*, Chichester, John Wiley & Sons, p. 261-272.
- VAN DER STEEN, J., ET A.W. VAN WEERS, 2004. *Radiation Protection in NORM Industries*, International Peace Research Association (IRPA). En ligne. **Erreur ! Référence de lien hypertexte non valide.** http://w3.tue.nl/fileadmin/sbd/Documenten/IRPA_refreshers_courses/Radiation_Protection_in_NORM_industries.pdf.
- VIGIER, N., B. BOURDON, S. TURNER ET C. J. ALLÈGRE, 2001. « Erosion timescales derived from U-decay series measurements in rivers », *Earth and Planetary Science Letter*, vol. 193, p. 549-563.
- WHITE, G.J., 2001. « Radon emanation from NORM-contaminated pipe scale and soil at petroleum industry sites », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol 54, p. 401-413.
- WORDEN, R.H., D.A.C. MANNING ET P.R. LYTHGOE, 2000. « The origin and production geochemistry of radioactive lead (^{210}Pb) in NORM-contaminated formation waters », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 69-70, p. 695-699.



**Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques**

Québec 