

Rapport GT4

du Groupe d'Expertise
Pluraliste sur les sites
miniers d'uranium
du Limousin



Rapport GT4

Contribution du Groupe de travail 4 aux travaux du GEP

Le groupe d'expertise pluraliste (GEP) « mines du Limousin », créé en 2005, a mis en place, dès sa première réunion, trois groupes de travail. Le premier (GT1) traite des questions relatives au terme source et aux transferts dans l'environnement. Le deuxième (GT2) est dédié à la surveillance et à l'évaluation des impacts sanitaires et environnementaux tandis que le troisième (GT3) a pour thème de réflexion le cadre réglementaire et la gestion à long terme.

Dans sa première année de fonctionnement, le GEP, au travers de ses groupes de travail 1 et 2, s'est principalement appuyé sur le travail de tierce expertise, réalisé par l'IRSN, du Bilan Décennal Environnemental (2004) établi par AREVA NC pour ses sites de la Division Minière de la Crouzille, dans le Limousin. La principale source de données examinée pour ce travail de tierce expertise est la base de données issues des résultats de la surveillance environnementale exercée par l'exploitant. Elle présente l'avantage de fournir des chroniques sur une durée parfois supérieure à 10 ans mais également d'accéder aux données acquises sur les sites propriété d'AREVA NC. L'existence de données issues d'études plus spécifiques, et par définition plus ponctuelles comme celles acquises par des laboratoires indépendants, ont également été prises en compte. Ces données ont été utilisées d'une part pour valider les mesures produites par l'exploitant mais aussi pour compléter la connaissance du niveau de radioactivité dans l'environnement des sites. La tierce expertise n'ayant pas pour objectif une recherche de l'ensemble des données existantes et la constitution d'une base de données sur la radioactivité dans l'environnement autour des mines de la Division Minière de la Crouzille, l'IRSN n'a pas conduit une recherche exhaustive sur ce point. Dans ce contexte, le GT1 et le GT2, dont les objectifs allaient au-delà du travail de tierce expertise, ont exprimé le besoin pour nourrir leurs réflexions, de disposer d'autres jeux de données, en particulier environnementales, dont aucun recensement n'avait été réalisé.

L'expérience acquise dans le cadre du Groupe Radioécologie Nord Cotentin (GRNC), dont certains membres participent également au GEP, a conduit le GEP à constituer un quatrième groupe de travail (GT4) dont la première mission a été d'effectuer ce travail de recensement, sans pour autant rechercher l'exhaustivité.

La première réunion du groupe s'est tenue le 6 novembre 2007 et avait pour objectif de définir son mode de fonctionnement sur la base des missions qui lui étaient confiées à savoir :

- recenser les données environnementales de mesure radiologiques et chimiques en relation avec l'exploitation des mines d'uranium en Limousin et apprécier leur qualité d'utilisation ;
- répondre aux besoins des autres groupes de travail notamment en termes de maîtrise des techniques de métrologie et, le cas échéant, émettre des recommandations.

Après un travail de recensement des données disponibles, le GT4 s'est attaché à répondre aux demandes spécifiques du GT1 et surtout du GT2.

Ainsi dans son fonctionnement, le GT4 se différencie nettement des autres groupes dans le sens où il intervient en support des autres acteurs du GEP. Ceux-ci intègrent par conséquent les enseignements issus des travaux du GT4 dans leurs propres réflexions.

Néanmoins, afin de conserver une trace formelle de son travail, le GT4 a choisi de retranscrire ses réflexions et conclusions dans un document sous la forme de fiches question/réponse pour chacun des points traités. Certaines réponses ont par ailleurs été complétées par des recommandations visant à améliorer la pertinence des mesures engagées pour une surveillance efficace des sites. Le contenu de ces fiches a été partiellement ou intégralement repris par les groupes de travail à l'origine des différents questionnements lors de la rédaction du rapport final du GEP. La liste des fiches élaborées par le GT4 est la suivante :

- Fiche 1 - Considérations générales sur les mesurages et leurs résultats
- Fiche 2 - Pertinence de la prise en compte de la chaîne du thorium 232 dans le cadre des évaluations d'impact ajouté
- Fiche 3 - Usages des eaux sur la Division Minière de la Crouzille
- Fiche 4 - Concentrations et états d'équilibre des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 dans les eaux
- Fiche 5 - Equilibres $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ dans les produits de la chaîne alimentaire (végétaux, animaux, poissons)
- Fiche 6 - Concentrations et états d'équilibre des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 dans les sols et sédiments
- Fiche 7 - Prise en compte des limites de détection comme paramètres d'entrée dans des simulations
- Fiche 8 - Spéciation chimique de l'uranium
- Fiche 9 - Considérations concernant la pertinence des mesures de débit de dose dans les villages
- Fiche 10 - Pertinence des mesures de surveillance du radon autour des anciens sites miniers d'uranium en vue d'une évaluation d'impact ajouté

Fiche 1 - Considérations générales sur les mesurages et leurs résultats

Origine de la fiche

Demande émanant du GT2 sur les limites de détection qui a conduit le GT4 à produire un document plus généraliste sur les aspects « mesure ».

Introduction

L'objectif de cette fiche est d'aider à l'analyse, la compréhension, et l'interprétation des résultats de mesure soumis aux membres des groupes de travail. La fiche ne vise pas à décrire des méthodes de mesure ou à se substituer à des normes (dont par ailleurs seules quelques unes sont citées à titre d'exemple). Elle n'a pas non plus la prétention d'être un document universel et s'appuie seulement sur des données traitées par le GEP mines du Limousin. Par contre elle souhaite rappeler des connaissances de base simples sur le mesurage en général pour éclairer les méthodes par lesquelles les résultats ont été obtenus, leur signification et la confiance qu'il faut leur accorder.

Normalisation, raccordement, accréditation

Les diverses étapes conduisant à un résultat chiffré ont fait l'objet de normes qui constituent des consensus entre les laboratoires qui les pratiquent et ayant contribué à la rédaction des textes. Pour un laboratoire de mesure et d'essai, respecter les normes constitue donc le gage d'une méthodologie éprouvée sans pour autant garantir la validité du résultat obtenu. Les campagnes de comparaisons inter-laboratoires sont destinées à confronter les métrologies et contribuent à valider les résultats des laboratoires de mesures participants. Enfin, le raccordement à un étalon primaire, la mise sous qualité¹ et l'accréditation (COFRAC² par exemple) permettent de s'assurer au mieux de la fiabilité des résultats.

Echantillonnage, prélèvement, mesurage

Dans la grande majorité des cas, les résultats apparaissant dans le Bilan Décennal Environnemental d'AREVA NC, ou provenant d'autres sources, ou encore issus des travaux complémentaires demandés par le GEP ont été obtenus en laboratoire. Ils résultent de la succession des opérations d'échantillonnage, de prélèvement et de mesurage.

Echantillonnage

De façon générale, la stratégie d'échantillonnage définit la méthodologie de choix des échantillons en fonction d'objectifs précis. Dans le cas des sols, par exemple, elle est constituée d'un ensemble d'options techniques qui visent à résoudre en fonction de la problématique et du périmètre

¹ Norme NF 17025

² Comité Français d'Accréditation (www.cofrac.fr)

considérés, les deux grandes questions que sont la taille de l'échantillon global (densité d'échantillonnage) et la répartition spatiale des unités d'échantillonnage où sont faits les prélèvements³. Classiquement, on distingue la stratégie probabiliste pouvant correspondre à un échantillonnage aléatoire ou systématique et les stratégies orientées. Les définitions de nombreuses autres grandeurs sont disponibles dans les normes qui traitent du sujet. A titre d'exemple, durant les opérations de curage des plans d'eau sous influence des anciens sites miniers, les stratégies aléatoires et orientées de l'échantillonnage ont été utilisées :

- Lac de Saint Pardoux - (i) avant curage, une phase d'échantillonnage probabiliste systématique (dans la mesure du possible) a permis une cartographie approximative des sédiments dont les résultats ont conduit à une phase orientée s'appuyant sur une mesure de débit de flux de photons (SPP2) pour déterminer les zones à curer, (ii) après curage, des unités d'échantillonnage ont été définies à l'intérieur desquelles il a été procédé à un échantillonnage aléatoire.
- Etang de la Crouzille - La procédure a été sensiblement la même, si ce n'est que l'échantillonnage avant curage sous eau a été systématique.

La stratégie d'échantillonnage doit être clairement spécifiée afin de ne pas induire de confusion (par exemple entre une recherche de maxima (échantillonnage orienté) et un essai de cartographie de la radioactivité dans la zone échantillonnée (échantillonnage systématique par exemple)).

Prélèvements, préparation des échantillons

Si les points de prélèvements sont définis par la stratégie d'échantillonnage, la méthodologie du prélèvement dépend de la nature du matériau et de l'objectif poursuivi. A titre d'exemple, la méthode de prélèvement d'un échantillon d'eau sera très différente selon que l'on veut mesurer l'activité volumique de l'uranium ou celle du radon ou du tritium dissous. En général, les normes de mesure font référence aux normes de prélèvement (encore que pour les eaux, ces dernières soient relativement discrètes sur les prélèvements dans l'objectif de mesures de radioactivité) et décrivent la préparation des échantillons avant mesure.

La préparation des échantillons avant mesure est également un élément important, défini dans les normes. Elle vise à assurer les meilleures conditions de mesure possibles. En outre, c'est souvent à travers la préparation que se réalisent les conditions qui permettent de rendre des résultats comparables entre eux ou interprétables. Citons par exemple pour les solides, le degré d'humidité des matériaux, la granulométrie, et pour les liquides les caractéristiques de la filtration.

³ Norme NF ISO 18589-1 Mesurage de la radioactivité dans l'environnement - Sol - Partie 1 : lignes directrices générales et définitions

Un autre exemple est le suivant : on sait que lorsqu'un impact des rejets est avéré, il est plus particulièrement visible sur les sédiments. Dans un tel cas, la stratégie d'échantillonnage permet de définir les points d'échantillonnage en fonction des objectifs poursuivis, des phénomènes qui régissent le transfert des radionucléides dans la phase solide, des propriétés de transport et de sédimentation des Matières en suspension (MES), etc. Les prélèvements et la préparation des échantillons (granulométrie) doivent s'appuyer sur les connaissances que l'on a de l'adsorption des radionucléides sur les solides. A ce titre, si l'on souhaite suivre l'impact des rejets sur les sédiments des ruisseaux et rivières, les arènes granitiques grossières doivent être éliminées des échantillons prélevés.

Mesurage

C'est dans ce domaine que les normes sont les plus nombreuses. Il ne saurait être question pour le GT4 de décrire des méthodes ou même d'en faire un inventaire⁴. Seuls peuvent être rappelés quelques éléments utiles à la compréhension et l'analyse des résultats de mesure. Ce sont des définitions⁵ et propriétés rencontrées dans la mesure en général et dans celle de la radioactivité en particulier. Pour de plus amples informations, il est possible de se reporter aux normes citées en référence.

➤ Incertitude de mesure

L'incertitude sur une quantité particulière sujette à la mesure (mesurande) est un paramètre qui caractérise la dispersion des valeurs qui peuvent être raisonnablement attribuées au mesurande. Les résultats de mesurage étant régis par des lois statistiques, on désigne alors par incertitude type l'incertitude du résultat exprimée sous la forme d'un écart-type. On distingue deux méthodes d'évaluation de l'incertitude : l'évaluation de type A est basée sur l'analyse statistique de séries d'observations (calcul de l'écart type) ; toute autre méthode est dite de type B (elle fait appel au jugement scientifique fondé sur toutes les informations disponibles sur la variabilité du mesurande). Généralement, la grandeur d'intérêt à laquelle on souhaite accéder (activité volumique par exemple) n'est pas mesurée directement mais par le biais de grandeurs d'entrée (nombre d'impulsions, temps, volume, rendement de détection, ...) auxquelles elle est liée par une loi f. L'incertitude type sur la grandeur d'intérêt, ou incertitude composée, est obtenue par une expression dans laquelle interviennent les incertitudes types des variables d'entrée et les dérivées partielles au premier ordre de f. Une autre possibilité est que la grandeur d'intérêt soit déterminée par un calcul informatique utilisant un modèle statistique utilisant un modèle dans lequel f n'est pas explicite (Monte Carlo par exemple). Dans ce cas aussi, à la grandeur d'intérêt est liée une incertitude composée dont l'évaluation est plus complexe si le code de calcul ne la prévoit pas de façon explicite.

⁴ Voir www.afnor.fr

⁵ Voir la norme NF ENV 13005 - Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure (GUM)

L'incertitude type permet de définir un intervalle de confiance comprenant une fraction élevée de la loi de distribution caractérisée par la valeur mesurée de la grandeur et son incertitude. Cette fraction constitue le niveau de confiance. Cela signifie par exemple que, dans le cas d'une distribution normale d'un mesurande Y , le mesurage ayant conduit à un résultat « y » affecté d'une incertitude composée « u », la valeur du mesurande se situe dans l'intervalle $[y-u, y+u]$ avec une probabilité environ égale à 0,68.

L'incertitude élargie U est obtenue en multipliant l'incertitude type par un coefficient k (entier en général) appelé facteur d'élargissement. Le niveau de confiance est alors élargi. Ainsi, dans le cas traité au paragraphe précédent, pour $k = 2$, le niveau de confiance est environ de 0,95 et pour $k=3$ il vaut environ 0,99.

De façon générale, lorsqu'on rend compte du résultat d'un mesurage d'une grandeur physique, il faut obligatoirement donner une indication quantitative sur la qualité du résultat pour que ceux qui l'utiliseront puissent estimer sa fiabilité. En l'absence d'une telle indication, les résultats de mesure ne peuvent pas être comparés, soit entre eux, soit par rapport à des valeurs de référence données dans une spécification, une norme ou une réglementation.

➤ Seuil de décision, limite de détection

Le problème de la limite inférieure de la mesure possible avec un appareillage donné dans des conditions données conduit à définir les notions de seuil de décision et de limite de détection.

Dans le cas de mesures de radioactivité qui passent par des comptages d'impulsions, le seuil de décision peut être défini, par exemple, par la valeur du nombre d'impulsions mesurées dans un intervalle de temps fixé qui permet de décider, avec une probabilité d'erreur donnée, que le résultat d'un mesurage indique la présence de radioactivité. Il dépend naturellement du nombre d'impulsions détectées pendant un temps identique en l'absence d'échantillon, c'est-à-dire de ce qui est appelé le « bruit », dont on sait qu'il peut varier avec les conditions expérimentales et qu'il est décrit par des lois statistiques. Le « signal » est un nombre d'évènements enregistrés en présence d'un échantillon. Le bruit et le signal étant régis par des lois statistiques, ce sont des considérations statistiques qui conduisent à l'expression du seuil de décision.

De façon similaire, il est possible de déterminer la plus petite valeur du mesurande qui est détectable par la méthode de mesure avec une probabilité d'erreur donnée. Cette limite inférieure constitue la limite de détection du dispositif expérimental. A l'évidence, cette grandeur est d'importance pour apprécier si un dispositif de mesure est adapté à la comparaison des résultats qu'il peut produire à une valeur de référence correspondant à des exigences scientifiques, réglementaires ou autres. Dans la pratique, les diverses normes de mesure de radioactivité fournissent les expressions analytiques du seuil de décision et de la limite de détection.

Conclusion-recommandation

Dans leurs travaux, les divers groupes du GEP sont confrontés à des problèmes dont certains relèvent de la métrologie.

Certains sont insolubles. Considérons par exemple les résultats de mesures antérieures sur lesquels se basent les expertises actuelles. L'objectif dans lequel les mesures avaient été faites (contrôle réglementaire par exemple) ne coïncide généralement pas avec l'utilisation (analyse scientifique entre autre) que l'on souhaite faire aujourd'hui des résultats obtenus. D'autre part, les conditions expérimentales dans lesquelles ces résultats ont été obtenus (échantillonnage, mode de prélèvement, norme de mesure, caractéristiques des dispositifs expérimentaux, incertitudes) ne sont pas, en général, correctement connus. Cela peut nuire à l'analyse et l'interprétation.

Les travaux des groupes du GEP conduisent parfois à des recommandations pouvant nécessiter des mesures complémentaires. Dans ce cas, il serait judicieux de prendre en compte les considérations métrologiques précédentes.

Fiche 2 - Pertinence de la prise en compte de la chaîne du thorium 232 dans le cadre des évaluations d'impacts ajoutés

Origine de la fiche

Demande du GT2 concernant la prise en compte des radionucléides de la chaîne du thorium 232 dans les évaluations d'impact

Introduction

Le thorium 232 est le père de la famille radioactive de même nom⁶. C'est un radionucléide naturel qui est susceptible de contribuer à l'exposition des populations ou des écosystèmes au même titre que les radionucléides de la famille de l'uranium 238. Dans le cadre de l'évaluation de l'impact dû à l'activité minière, la question de la prise en compte de cette chaîne radioactive s'est posée, en particulier si une exposition ajoutée est la conséquence d'une incidence de l'extraction uranifère sur les concentrations en thorium 232 dans l'environnement et en particulier, dans les matériaux remaniés et les sols. Le GT2 s'est par conséquent tourné vers le GT4 pour qu'il apporte des éléments de réponse sur l'abondance du thorium 232 au sein des gisements uranifères du Limousin et sur sa mobilité en vue d'apprécier la nécessité ou non de le prendre en compte dans les calculs d'impact.

Le thorium 232 dans les minéralisations uranifères

Les études minéralogiques menées sur les minerais uranifères français [1] soulignent l'absence de thorium et de terres rares associées aux minéraux primaires des gisements français (Uraninite-Pechblende, Coffinite, Carburanes et Produits Noirs). Le thorium n'a été décelé en quantité notable que dans certaines uraninites des pegmatites à hauteur maximum de 14% (bröggérite).

Le thorium est généralement en quantité importante sur des minéraux spécifiques (urano-thorianite, monazite, thorite, thorigummite, ...) n'appartenant pas au cortège filonien des gisements exploités en France [2].

Données de concentrations en thorium 232 disponibles

Les concentrations en thorium 232 ne sont pas mesurées systématiquement dans le cadre de la surveillance environnementale autour des sites miniers uranifères. Elles peuvent l'être dans le cadre d'activités de stockage de résidus de traitement de minerais d'urano-thorianite (Ex : Site de Bauzot en Saône et Loire).

⁶ Le thorium est un métal de la famille des actinides, de symbole Th et de numéro atomique 90.

Les résultats présentés dans le paragraphe suivant sont extraits de deux études spécifiques menées dans le Limousin, l'une par la CRIIRAD en 2004 [3] et l'autre à l'issue d'une collaboration entre le CEMRAD, le LSCE et l'UMR-G2R/CREGU en 2002 [4].

Résultats de l'étude CRIIRAD

- Eaux brutes destinées à l'alimentation en eau potable de l'agglomération de Limoges

	^{238}U en Bq/l	^{232}Th en Bq/l	$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$
Etang de Beaune (Réf milieu naturel)	0,007	0,0001	70
Etang de Gouillet	0,011	<0,0003	> 37
Etang de la Cruzille	0,254	0,0001	2540

- Sédiments (82 échantillons prélevés dans l'environnement des étangs du Gouillet et de la Cruzille)

	^{238}U en Bq/kg	^{232}Th en Bq/kg	$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$
Activité massique minimum sur 82 échantillons	48	38	1,3
Activité massique maximum sur 82 échantillons	169 000	518	326
Activité massique moyenne sur 82 échantillons	16 382	141	116

- Végétaux aquatiques (19 échantillons prélevés dans l'environnement des étangs du Gouillet et de la Cruzille)

	^{238}U en Bq/kg	^{232}Th en Bq/kg	$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$
Activité massique minimum sur 19 échantillons	487	112	4,3
Activité massique maximum sur 19 échantillons	26 447	199	133
Activité massique moyenne sur 19 échantillons	11 508	165	70

Résultats de l'étude CEMRAD - LSCE - CREGU

- Sédiments et MES (20 échantillons prélevés dans le cours d'eau du Ritord et le lac de Saint Pardoux)

	^{238}U en Bq/kg	^{232}Th en Bq/kg	$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$
Activité massique minimum sur 20 échantillons	114	33	3,5
Activité massique maximum sur 20 échantillons	12 000	786	15
Activité massique moyenne sur 20 échantillons	4 119	159	26

Ces résultats montrent que, pour chaque compartiment, la gamme de variation des teneurs en ^{238}U est nettement plus importante que celle du ^{232}Th .

Les résultats de l'étude conduite par la CRIIRAD sur les eaux sont en accord avec le caractère peu soluble du thorium. Cela conduit à un rapport $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ pouvant dépasser 2000 dans ce

compartiment et indique que la prise en compte du ^{232}Th dans les évaluations dosimétriques ajoutées ou d'impact à l'environnement n'est pas pertinente.

Dans les milieux solides (terres, sédiments) le rapport est également variable mais reste inférieur à 100.

Les teneurs en uranium et en thorium ne sont pas proportionnelles. Il n'y a donc pas d'incidence de l'exploitation uranifère sur les concentrations environnementales en thorium 232.

Conclusion-recommandation

Le thorium 232 n'accompagne l'uranium 238 que pour des minéralisations spécifiques, dites « minéralisations thorifères », très rarement présentes dans le cortège minéralogique des filons exploités en France. La prise en compte de la chaîne de ce radioélément dans les évaluations d'impact ne se justifierait que dans certaines situations bien particulières liées à l'existence de minéralisations thorifères ou pour des stockages de résidus de traitement de minerais thorifères.

Références

[1] *Bibliothèque des Sciences et Techniques Nucléaires : « Les minerais uranifères français et leurs gisements -Tome 1 » publié sous la direction de Marcel ROUBAULT - 1960*

[2] *« Nouveau traité de Chimie Minérale » sous la direction de Paul Pascal - Tome XV - Edition Masson - 1960*

[3] *« Assistance technique pour la préparation du dossier soumis à enquête publique concernant les retenues de La Crouzille et de Gouillet » Etude réalisée par la CRIIRAD à la demande de la Ville de Limoges - Octobre 2004*

[4] *« Etude de la spéciation et des modes de transport de l'uranium en milieu naturel sur le secteur du Ritord » Etude réalisée en collaboration CEMRAD Limoges - LSCE Paris - UMR G2R/CREGU Nancy en juin 2002 et prescrite par arrêté préfectoral n°2000-DRCL-1-602*

Fiche 3 Usages des eaux sur la Division Minière de la Crouzille

Origine de la fiche

Demande du GT2 concernant les usages potentiels des ressources en eau sur la division minière de la Crouzille et les possibilités que ces ressources soient impactées par l'activité minière

Introduction

Les usages des eaux recensés sur la division minière de la Crouzille sont de natures diverses. Outre l'usage domestique, on peut citer l'usage agricole et l'usage récréatif. Pour chaque type d'usage, l'origine des ressources en eau concernées est discutée ainsi que les risques que tout ou partie de ces ressources puisse subir une influence minière.

L'usage domestique

La principale ressource d'eau pour l'usage domestique est le réseau de distribution. AREVA NC s'est interrogé sur la position des captages d'alimentation en eau potable par rapport à ses installations sur la division minière de la Crouzille. Les captages en service et les unités d'alimentation en eau potable situés dans le périmètre des sites miniers de Haute-Vienne ont été reportés sur un fond cartographique.

Les ressources en eaux sont de trois types :

- les eaux superficielles ;
- les nappes superficielles (principalement en tête de bassin versant pour bénéficier de l'écoulement gravitaire) ;
- les eaux souterraines accessibles via des forages (peu de forages profonds sont recensés; il existe des forages horizontaux dans les structures faillées) ou des puits.

La gestion des eaux est assurée par des syndicats intercommunaux d'adduction d'eau potable (SIAEP) ou par les communes. Il apparaît que des connexions entre les différents réseaux peuvent exister mais qu'en termes de débit, elles restent limitées.

Sur la base du fond cartographique réalisé, AREVA NC considère qu'à l'exception des captages pour l'alimentation en eau potable de la ville de Limoges, aucun autre captage d'alimentation en eau potable n'est situé en aval topographique proche des anciens sites miniers. Néanmoins, deux captages (publics) sont recensés à proximité (~ 2 km) des sites miniers mais hors de la Division Minière de la Crouzille. Le GT4 ne peut donc pas exclure la possibilité qu'il existe des captages d'alimentation en eau potable sous influence des anciennes installations minières, et en particulier en dehors de la Division Minière. L'interrogation sur les deux captages implantés à proximité de la

division minière de la Crouzille pourrait être levée par une analyse hydrogéologique fine incluant les données géologiques, les résultats d'analyse de la qualité radiologique des eaux et les rapports hydrogéologiques sur ces captages.

Pour ce qui concerne les eaux d'alimentation de la ville de Limoges, elles sont issues des retenues de la Crouzille, Pierre Millet, Gouillet et Beaune. L'impact sur l'étang de la Crouzille, de l'ancienne mine d'Henriette et des verses à stériles de Fanay, en bordure du ruisseau des Sagnes est identifié depuis de nombreuses années. Les retenues du Gouillet et de Pierre Millet sont quant à elles situées dans un contexte minier mais elles ne subissent pas, aujourd'hui, l'influence des rejets identifiés. Conformément à la réglementation en vigueur, la qualité radiologique des eaux d'alimentation en eau potable des populations fait l'objet d'une surveillance au travers de la mesure régulière des indicateurs d'activité alpha et bêta global et si nécessaire d'une évaluation de la Dose Totale Indicative⁷ (DTI). Les mesures conduites au niveau des points de mise en distribution de l'eau sur la ville de Limoges indiquent que la qualité radiologique des eaux est satisfaisante en regard des valeurs de gestion en vigueur. Au contraire, des analyses analogues conduites sur des sites considérés en dehors de toute influence minière peuvent présenter des valeurs supérieures aux valeurs de gestion réglementaires du fait d'anomalies géologiques locales.

Le GT4 conclut que certaines ressources en eaux exploitées pour l'alimentation en eau potable sont sous influence minière et note que cette influence ne conduit pas nécessairement à une dégradation de la qualité des eaux mises en distribution pour ce qui concerne les paramètres pris en compte dans le calcul de la DTI. Le GT4 note également que l'amélioration de la qualité radiologique de l'eau entre la ressource sous influence minière (étang de la Crouzille) et le point de mise en distribution est assurée par un mélange de ressources (Gouillet, Pierre Millet, Crouzille et Beaune) et par le traitement des eaux au niveau de la station de la Bastide, bien que l'objectif de ce traitement ne soit pas d'agir sur les paramètres radiologiques de l'eau.

Outre les eaux du réseau de distribution, certaines eaux souterraines peuvent être utilisées à des fins domestiques. C'est le cas des puits privés. Le GT4 s'est interrogé sur les moyens de recenser les puits destinés à cet usage. Aujourd'hui, il n'existe aucun registre des puits privés. Depuis décembre 2008, les propriétaires des puits et forages ont une obligation réglementaire de déclaration en

⁷ La DTI est définie à l'article 2.2 de l'arrêté du 12 mai 2004 (modifié le 1^{er} janvier 2005) fixant les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine. Elle correspond à la dose efficace engagée résultant d'une incorporation, pendant un an, de tous les radionucléides naturels et artificiels détectés dans une distribution d'eau, à l'exclusion du radon et de ses descendants à vie courte figurant en annexe du présent arrêté (polonium 218, plomb 214, astate 218, bismuth 214, polonium 214 et thallium 210).

mairie⁸, avant fin 2009, mais cette obligation, par ailleurs mal connue, est peu suivie. Le recensement apparaît donc délicat. Des investigations relatives à la gestion des puits privés, engagées par la direction départementale des Affaires sanitaires et sociales (DDASS⁹) de Limoges, montrent qu'il arrive que certains puits fermiers, du fait de branchements inadéquats, puissent alimenter, très localement, une partie des réseaux de distribution. La DDASS souligne que le risque associé à l'utilisation de l'eau de puits fermier est avant tout bactérien.

L'usage agricole

Les eaux superficielles peuvent être utilisées pour des activités agricoles (culture et élevage).

Une enquête conduite par AREVA NC sur la ressource d'eau d'arrosage indique que l'eau de pluie et l'eau du robinet sont les plus utilisées. L'eau de puits ne serait utilisée qu'occasionnellement. Le GT4 considère que les résultats de l'enquête constituent un élément d'appréciation de l'usage de puits fermier à des fins agricoles mais qu'ils ne sont pas représentatifs de l'ensemble des habitudes locales, le taux de réponse n'étant vraisemblablement pas de 100%.

Pour ce qui concerne l'évaluation de l'incidence de l'usage de l'eau sur la qualité des produits cultivés, le GEP a recommandé la mise en œuvre, par AREVA NC, d'un jardin potager dédié, arrosé avec des eaux d'origine minière. Des analyses sont faites par AREVA NC depuis 2008 (cf. fiche 5). Le GT4 ne dispose pas du recul nécessaire sur ces données pour évaluer, de manière quantitative, l'impact de cet usage en termes de transfert de l'uranium 238 et de ses descendants vers les végétaux.

Pour ce qui concerne l'élevage, le GT4 ne dispose d'aucune information sur le mode d'abreuvement des animaux en Limousin ni sur les effets qu'il est susceptible d'engendrer.

L'usage récréatif

Plusieurs usages de loisir ont été recensés sur les plans ou cours d'eau sous influence minière au sein de la Division Minière de la Crouzille. On peut citer l'exemple de la baignade dans le lac de Saint Pardoux, de la pêche sportive dans l'étang de Puy de l'Age et de la pêche dans les cours d'eau.

La teneur en uranium et en radium dans les eaux au niveau des plages du lac de Saint Pardoux fait l'objet d'un suivi régulier. L'activité moyenne pour l'uranium est de l'ordre de 0,03 Bq ²³⁸U.l⁻¹

⁸ Les textes officiels ont pour fondement la loi sur l'eau du 30 décembre 2006 (articles 54 et 57). Un décret relatif à la déclaration des dispositifs de prélèvement, puits ou forages réalisés à des fins domestiques a été pris le 2 juillet 2008 en application de la loi. C'est l'arrêté du 17 décembre 2008, pris en application du décret précédent, qui fixe les éléments à fournir dans la déclaration en mairie, des prélèvements, des puits ou forages réalisés à des fins d'usage domestique de l'eau.

⁹ Les agences régionales de santé (ARS) seront créées courant 2010 et reprendront les missions des DDASS

(activité variant de 0,01 à moins de 0,04 Bq $^{238}\text{U}\cdot\text{l}^{-1}$). Cette valeur peut être mise en regard de l'activité en ^{238}U de l'eau de mer qui est de l'ordre de 0,04 Bq $^{238}\text{U}\cdot\text{l}^{-1}$.

La pêche sportive pratiquée dans l'ancienne mine à ciel ouvert enoyée de Puy de l'Age est une activité de type « catch and release » (signifiant « attraper puis relâcher »). Elle ne conduit par conséquent pas à une consommation régulière de poissons.

Aucune information sur la pêche pratiquée dans les cours d'eau sous influence des sites miniers n'a été portée à la connaissance du GT4. Néanmoins le niveau de radioactivité dans les poissons fait l'objet d'analyses ponctuelles.

Conclusion-recommandation

Plusieurs usages de l'eau ont été identifiés autour de la Division Minière de la Cruzille. La qualité radiologique des ressources fait l'objet de contrôles à l'exception des puits fermiers dont il est difficile, à l'heure actuelle, de connaître la localisation, le nombre et les utilisations. Le GT4 relève que l'étude du positionnement des captages est une démarche importante qui doit être étendue à d'autres sites. Une attention particulière devra être portée aux puits fermiers potentiellement sous influence minière et dont l'usage à des fins domestiques n'est pas exclu.

Le GT4 recommande par conséquent de prendre en compte l'hypothèse très probable de l'usage des eaux de puits fermiers pour des usages domestiques. Cette source d'exposition (eau de boisson, arrosage de jardin potager) est donc à prendre en compte dans toute évaluation d'impact. En l'absence de données radiologiques sur l'eau de ces puits, le GT4 recommande de caractériser radiologiquement les eaux de quelques puits dont les propriétaires se porteraient volontaires. Dans ce cas, les analyses reposant sur le volontariat, il peut être difficile d'établir un plan d'échantillonnage représentatif et l'interprétation des résultats devra être conduite en conséquence.

Le GT4 considère qu'il est indispensable de poursuivre les mesures sur les produits cultivés sur le jardin potager expérimental d'AREVA NC afin d'évaluer les teneurs en uranium atteignables dans les cultures arrosées avec de l'eau de mine.

Enfin, le GT4 suggère d'exploiter au maximum les possibilités d'évaluation de l'activité massique des poissons vivant dans les cours d'eau à l'aval des sites miniers, dans l'objectif d'évaluer si l'activité minière a une incidence significative sur l'usage récréatif de la ressource en eau qu'est la pêche.

Fiche 4 Concentrations et états d'équilibre des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 dans les eaux

Origine de la fiche

Demande du GT2 concernant les concentrations des divers radionucléides des chaînes naturelles dans les eaux, permettant d'éprouver la validité des hypothèses d'équilibre radioactif fréquemment utilisées ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{226}\text{Ra}/^{210}\text{Pb}$, $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$)

Introduction

L'uranium naturel comporte trois isotopes naturels, le plus abondant, en termes de masse étant l'uranium 238. La décroissance radioactive de cet isotope donne naissance à 14 radionucléides. Dans l'environnement, l'uranium ne se trouve pas nécessairement dans un milieu clos, et les différences de comportement géochimique entre les différents éléments constitutifs de la chaîne peuvent conduire à l'établissement de déséquilibres radioactifs. Pour calculer l'impact dosimétrique provoqué par la présence d'uranium et de ses descendants dans l'eau, il est nécessaire de connaître l'activité de tous ces radionucléides. Lorsque des mesures, pour l'ensemble des radionucléides ayant un impact dosimétrique significatif ne sont pas réalisées, il est courant de formuler des hypothèses d'équilibre entre certains radionucléides de la chaîne de l'uranium 238. De telles hypothèses peuvent conduire à des erreurs importantes dans le calcul de la dose. Cette fiche présente une évaluation des ratios $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{226}\text{Ra}/^{210}\text{Pb}$ et $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ dans l'eau sur la base des données disponibles.

Origine des radionucléides présents dans les eaux

Les radionucléides à vie longue des chaînes naturelles présents dans les eaux environnementales proviennent essentiellement de la lixiviation du sol et sous sol par les eaux naturelles. Leur concentration dépend donc de la présence de radionucléides dans le milieu traversé par les eaux, de la solubilité des éléments et de leur devenir dans les eaux qui les véhiculent. Leur présence dans les fractions conventionnellement qualifiées de solide ou particulaire (rétentat d'une filtration à 0,45 μm) ou liquide (filtrat correspondant) dépend de leur sorption sur les matières minérales ou organiques présentes dans les eaux. La présence d'une grande quantité de radon dans le sol, malgré une faible solubilité de ce gaz dans les eaux, peut conduire à accroître la concentration du plomb 210 et du polonium 210.

Origine des données utilisées

Les données les plus précises que l'on possède sur l'activité volumique des radionucléides des chaînes naturelles dans les eaux sont celles des mesures mises en œuvre pour le calcul de la DTI (Dose Totale Indicative) dans les ressources utilisées pour les eaux de consommation. Ces données

sont obtenues par des mesures isotopiques par des méthodes spectrométriques éprouvées et si possible réalisées sous certification ou agrément. Elles concernent prioritairement les radionucléides dont l'impact sur la santé humaine est le plus significatif, c'est-à-dire ceux pour lesquels les coefficients de dose (Sv/Bq) par ingestion sont les plus importants. Sont indiquées, par ordre décroissant, les valeurs des coefficients de dose efficace des radionucléides pris en compte dans le calcul de la DTI : ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{234}U , ^{238}U (cf. tableau 1).

Tableau 1 : Coefficients de dose par ingestion pour un adulte pour les principaux radionucléides à vie longue de la chaîne de l'uranium 238.

Radionuclide	^{238}U	^{234}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Coefficient de dose par ingestion (Sv/Bq)	$4,5 \cdot 10^{-8}$	$4,9 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$6,9 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$

Source : Directive EURATOM 96/29

Bien que les résultats présentés dans cette fiche aient été obtenus sur des eaux du Limousin, ils ne correspondent pas à un échantillon choisi pour être statistiquement représentatif du milieu faisant l'objet des travaux du GEP. Cependant, ils permettent de disposer d'informations sur la concentration des radionucléides dans les eaux et certains états d'équilibre obtenus pour un milieu géologiquement similaire.

Exemple de résultats

Les résultats présentés au tableau 2 sont des exemples tirés d'analyses d'eaux de consommation obtenus entre septembre 2004 et mars 2005 en région Limousin. Ils montrent que :

- la composition radiologique des eaux est très variable selon leur provenance ;
- l'hypothèse de l'équilibre entre l'uranium 238 et l'uranium 234 est en général vérifiée, même si des valeurs exceptionnelles peuvent parfois exister ;
- le plomb 210 est en très large excès par rapport au radium 226 ;
- l'équilibre entre le polonium 210 et le plomb 210 n'est jamais réalisé, le plomb étant très généralement en excès.

Généralisation

Cet exemple particulier peut être considéré comme représentatif de ce que l'on rencontre en général lors des analyses des eaux de consommation : les fluctuations sont tellement importantes d'un échantillon à l'autre qu'il est impossible de fournir une composition radiologique moyenne des eaux qui soit représentative des eaux de la région. Pour ce qui concerne les états d'équilibre des radionucléides, le problème est sensiblement similaire. La seule hypothèse généralement vérifiée est celle de l'équilibre entre ^{238}U et ^{234}U . L'hypothèse usuelle d'équilibre entre le radium 226 et le plomb 210 n'est pas du tout réaliste. De façon similaire, il n'apparaît pas justifié de considérer que le plomb 210 et son descendant direct, le polonium 210, sont à l'équilibre.

Tableau 2 : Activités (mBq/l) d'eaux de consommation de la région Limousin obtenues entre septembre 2004 et mars 2005

référence échantillon	²³⁸ U	²³⁴ U	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³⁴ U/ ²³⁸ U	²²⁶ Ra/ ²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po/ ²¹⁰ Pb
1	209	244	5.7	0	55	7.6	1.17	0.10	0.14
2	52.5	50.67	91.2	3.25	134	31	0.97	0.68	0.23
3	3.85	5.09	40.3	2.15	255	41.7	1.32	0.16	0.16
4	186	875	2647	24.4	68	15	4.70	38.93	0.22
5	11.07	9.62	90	23.8	7	8	0.87	12.86	1.14
6	20	20	18	2	33	17	1.00	0.55	0.52
7	16.61	15.8	83	8.7	46	12	0.95	1.80	0.26
8	43.52	40.8	260	0.03	120	18	0.94	2.17	0.15
9	3.89	3.58	17.7	0.3	1	3	0.92	17.70	3.00

Source : Pe@rL

Conclusion-recommandation

Les résultats des mesures de l'activité des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 ne remettent pas en question l'hypothèse d'équilibre entre l'uranium 238 et l'uranium 234. En revanche, elles montrent clairement que l'hypothèse d'équilibre entre le plomb 210 et le radium 226 n'est pas réaliste, tout comme l'hypothèse d'équilibre entre le polonium 210 et le plomb 210.

La prise en compte d'un équilibre entre ²¹⁰Po et ²¹⁰Pb dans les calculs d'impact peut conduire à une erreur importante et non pénalisante sur la dose, le polonium 210 étant le radionucléide de la chaîne de l'uranium 238 avec le plus fort coefficient de dose par ingestion.

Le GT4 considère qu'il est très délicat, pour la réalisation d'un calcul d'impact, de s'appuyer sur des hypothèses généralistes concernant la composition radiologique des eaux et l'état d'équilibre des radionucléides tant leurs fluctuations sont grandes. Dans ces conditions, et à défaut de disposer de valeurs de concentrations pour tous les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238, la méthode la mieux adaptée serait de circonscrire la zone pour laquelle l'évaluation doit être faite et de rechercher s'il existe des données pertinentes dans les lots de données disponibles permettant de proposer des valeurs de ratios isotopiques adaptées à la zone d'étude. Le GT4 recommande néanmoins la réalisation de mesures d'activité volumique de l'ensemble des radionucléides les plus impactant.

Fiche 5 Equilibres $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ dans les produits de la chaîne alimentaire (végétaux, animaux, poissons)

Origine de la fiche

Demande émanant du GT2 pour évaluer le réalisme des hypothèses d'équilibre retenues pour les calculs d'impact dosimétrique ou d'impact environnemental et en particulier pour ce qui concerne le rapport $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$.

Introduction

L'uranium naturel comporte trois isotopes naturels, le plus abondant, en termes de masse étant l'uranium 238. La décroissance radioactive de cet isotope donne naissance à 14 radionucléides. Dans l'environnement, l'uranium ne se trouve pas nécessairement dans un milieu clos, et les différences de comportement géochimique entre les différents éléments constitutifs de la chaîne peuvent conduire à l'établissement de déséquilibres radioactifs. C'est notamment le cas pour le radon dont la forme gazeuse favorise sa dispersion. Pour calculer avec précision l'impact dosimétrique provoqué par la présence d'uranium et de ses descendants dans les produits alimentaires, il est nécessaire de connaître l'activité de tous ces radionucléides. Pour réduire les difficultés posées par une analyse exhaustive de ces derniers, il est admis de ne pas analyser les radionucléides dont la période est inférieure à la journée. Pour les autres radionucléides, l'effort analytique doit porter en priorité sur ceux qui contribuent le plus à la dose (ceux dont les coefficients de dose par becquerel incorporés sont les plus élevés). Le plomb 210 et le polonium 210 sont des radionucléides, placés en fin de la chaîne de l'uranium 238 (figure 1), qui ont les coefficients de dose les plus élevés (tableau 1). La mesure du polonium 210 n'est pas toujours réalisable et son activité est dans ce cas considérée égale à celle du plomb 210. Comme dans le cas de l'eau, une telle hypothèse peut conduire à des erreurs importantes dans le calcul de la dose. Cette fiche présente une évaluation du ratio $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ dans les produits de la chaîne alimentaire sur la base des données disponibles.

Tableau 1 : Coefficients de dose par ingestion pour un adulte pour les principaux radionucléides à vie longue de la chaîne de l'uranium 238.

Radionuclide	^{238}U	^{234}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Coefficient de dose par ingestion (Sv/Bq)	$4,5 \cdot 10^{-8}$	$4,9 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$6,9 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$

Source : Directive EURATOM 96/29

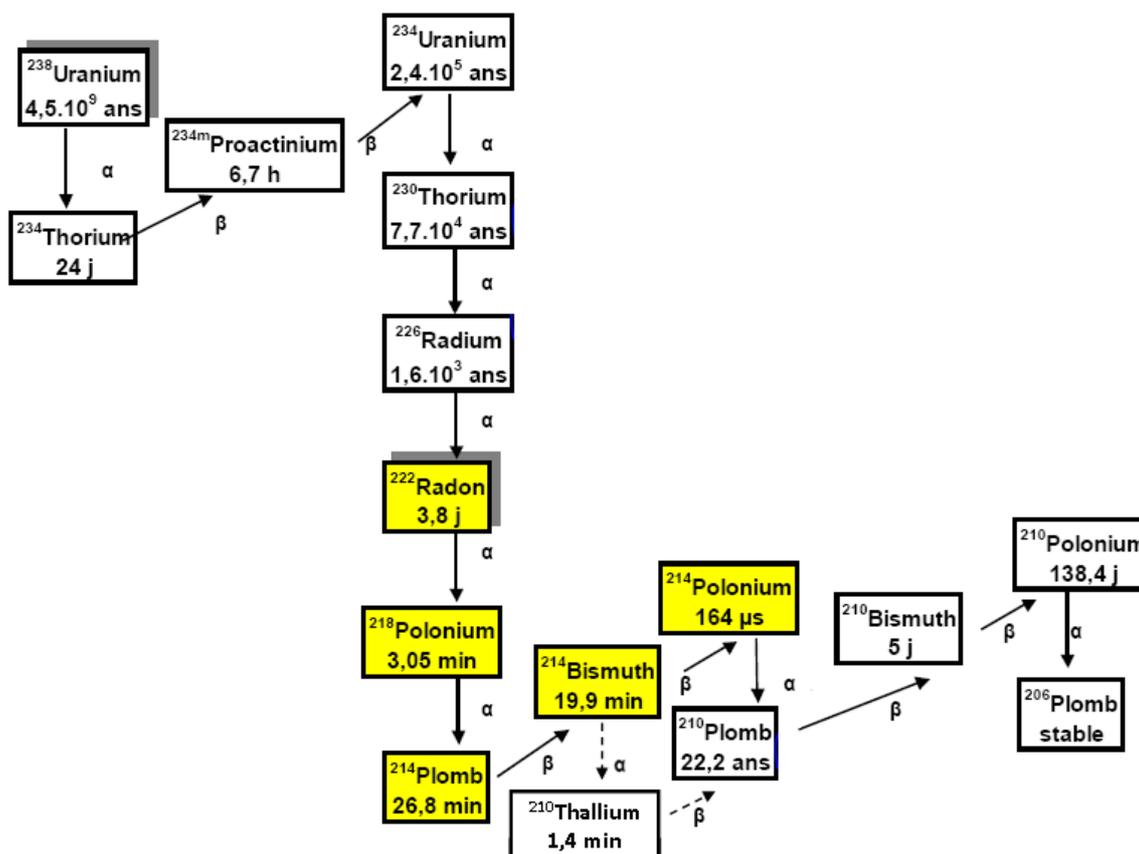


Figure 1 : Schéma de la filiation de l'uranium 238

Présentation des résultats de mesures disponibles sur les végétaux terrestres

Données IRSN

Dans le cadre de l'expertise radiologique du site de Saint-Pierre du Cantal (2006), l'IRSN a réalisé une campagne de mesures des activités massiques des radionucléides de la famille de l'uranium 238 dans des produits cultivés (DEI/SARG/2007-025). Les résultats des mesures faites sur l'uranium 238, le thorium 230, le radium 226, le plomb 210 et le polonium 210 sont regroupés dans le tableau 2, exprimés en Bq par kg de matière fraîche de produit analysé (Bq/kg sur m.f.). Ils ne permettent pas, du fait de valeurs inférieures aux limites de détection, de proposer des valeurs significatives pour le ratio $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$.

Tableau 2 : Résultats de mesures des activités massiques des radionucléides de la famille de l'uranium 238 dans des produits cultivés autour du site de Saint-Pierre (Cantal)

Légumes	Origine	Localisation	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
			en Bq/kg sur m.f.				
Betteraves rouges	Jardin au Peil	Est du site sous le camping	0,311 ± 0,037	0,21 ± 0,02	1,61 ± 0,19	< 2,6	< 0,18
Betteraves rouges	Jardin à Chaissac	Hors influence	0,026 ± 0,006	< 0,01	0,29 ± 0,04	< 2,3	< 0,094
Endives	Jardin au Peil	Est du site sous le camping	< 0,22	0,37 ± 0,06	3,02 ± 0,36	< 2,5	0,59 ± 0,18
Scarole-Batavia	Jardin bourg de Saint Pierre	Centre bourg/ terre rapportée				< 2,6	
Scaroles	Jardin à Chaissac	Hors influence	< 0,088	< 0,071	0,33 ± 0,09	< 4,3	0,17 ± 0,06
Endives et scaroles	Jardin à Teldes	Hors influence				< 3,9	
Poires	Jardin bourg de Saint Pierre	Haut du bourg	< 0,015	< 0,0049	9,9 ± 0,19	< 3,3	8,74 ± 0,79
Poires	Jardin à Chaissac	Hors influence	< 0,0061	< 0,0043	0,13 ± 0,04	< 2,4	< 0,13
Russules	Ancien site minier/ près de la réserve d'eau	Site minier				< 1,9	

Date de prélèvement : septembre 2006

Source : IRSN/DEI/SARG/2007-025

Données AREVA NC

Différents compartiments de la chaîne alimentaire dans l'environnement des anciens sites miniers font l'objet d'une surveillance de la part d'AREVA NC depuis plusieurs années. C'est le cas pour les légumes, les fruits, le lait et parfois les produits animaux. Jusqu'en 2007, les radionucléides analysés étaient l'uranium 238, le thorium 230, le radium 226 et le plomb 210 avec des performances analytiques ne permettant pas d'atteindre des valeurs significatives. Suite aux recommandations de l'IRSN et du GEP, AREVA NC a modifié son protocole d'analyse de ces compartiments en abaissant significativement les limites de détection des radionucléides précités et en y ajoutant le polonium 210.

Il est à noter que la mesure du polonium 210, émetteur alpha, est rendue délicate par la nécessité de procéder à une extraction chimique et du fait de la volatilité de cet élément à basse température (-55°C).

Les résultats, présentés dans le tableau 3, correspondent aux campagnes menées en 2007 et en 2008 sur des carottes, choux, courgettes et pommes prélevés dans différents jardins situés dans l'environnement proche des sites miniers de la Division de la Crouzille ainsi que dans le milieu qualifié de référence ou milieu naturel (non impacté par les activités minières). Ils ont été synthétisés par AREVA dans la note référencée BUM/DRS/CESAAM/ENV RI 09/241 du 7/07/2009 transmise à la DRIRE Limousin le 9/07/2009. Ces mesures répondent à l'article 3-3 de l'arrêté préfectoral n° 2008-290 du 2/02/2009. Les résultats sont exprimés en Bq par kg de matière fraîche de produit analysé (Bq/kg sur m.f.).

A noter que les données relatives au milieu naturel apparaissent en rouge. Les jardins correspondent à divers groupe de référence (GR) présentés dans le Bilan Décennal Environnemental (2004) regroupés en « environnements de site miniers » à l'exception de quelques données de 2008 qui correspondent à un jardin de Lavaugrasse arrosé avec l'eau de la source ES68. Ces données sont alors marquées d'un astérisque.

Les ratios $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ pour lesquels les activités massiques de chacun des radionucléides sont supérieures à la limite de détection (LD) apparaissent en surligné bleu.

Tableau 3 : Résultats de mesures de surveillance effectuées par AREVA sur des végétaux comestibles en 2007-2008

			²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb/ ²¹⁰ Po
			en Bq/kg sur m.f.					
Légumes (Carottes)	GR Site Ind. Bessines	2007	< 0,02	< 2,75	0,79	0,33	0,39	0,86
		2008*	< 0,01	< 6,06	0,58	< 1,40	< 0,02	
		2008	< 0,03	< 7,26	0,71	< 1,58	0,05	
	GR Bellezane - Montmassacrot	2007	< 0,02	< 2,88	3,16	0,31	0,54	0,57
		2008	< 0,03	< 6,60	2,76	< 1,23	0,03	
	GR Fanay - Fraise	2007	0,02	< 3,06	1,39	< 0,67	0,31	
	GR Marnac - Peny	2007	< 0,04	< 2,83	0,16	0,46	0,14	3,31
Référence milieu naturel	2007	< 0,02	< 2,98	0,86	0,43	< 0,01		
	2008	0,04	< 6,42	1,94	< 1,34	0,03		
Légumes (Choux)	GR Site Ind. Bessines	2007	< 0,01	< 3,18	0,53	< 0,63	< 0,02	
		2008*	< 0,05	< 4,14	< 0,25	< 0,99	0,03	
		2008	< 0,01	< 2,82	0,56	< 0,59	< 0,02	
	GR Bellezane - Montmassacrot	2007	< 0,01	< 1,96	0,57	< 0,44	0,05	
		2008	< 0,02	< 3,30	0,39	< 0,71	0,02	
	GR Fanay - Fraise	2007	< 0,01	< 1,93	0,57	< 0,40	0,21	
	GR Marnac - Peny	2007	< 0,03	< 1,96	0,14	< 0,43	< 0,01	
Référence milieu naturel	2007	< 0,01	< 2,17	< 0,21	< 0,50	0,06		
	2008	0,02	< 4,10	0,26	< 0,82	0,02		
Légumes (courgettes)	GR Site Ind. Bessines	2008*	< 0,01	< 2,49	< 0,17	< 0,55	0,02	
		2008	< 0,02	< 0,58	0,37	< 0,58	0,05	
	GR Bellezane - Montmassacrot	2008	0,03	< 2,10	0,40	< 0,50	0,05	
	Référence milieu naturel	2008	< 0,02	< 5,15	< 0,58	< 0,94	< 0,02	
Fruits (pommes)	GR Site Ind. Bessines	2007	< 0,05	< 5,42	< 0,60	< 1,18	< 0,14	
		2008*	< 0,01	< 5,56	0,40	< 0,99	0,04	
		2008	0,01	< 1,80	0,11	< 0,42	0,04	
	GR Bellezane - Montmassacrot	2007	< 0,02	< 3,00	0,60	< 0,68	0,33	
		2008	< 0,01	< 2,23	0,57	< 0,52	0,01	
	GR Fanay - Fraise	2007	< 0,03	< 3,31	0,60	< 0,74	0,08	
	GR Marnac - Peny	2007	< 0,02	< 3,38	0,31	< 0,77	< 0,02	
Référence milieu naturel	2007	< 0,02	< 4,61	< 0,44	< 0,96	< 0,08		
	2008	0,03	< 1,47	0,20	< 0,31	0,04		

2008* : Jardin dédié de Lavaugrasse, arrosé avec de l'eau issue de la source ES68
Source : AREVA BUM/DRS/CESAAM/ENV RI 09/241

On note que sur les 31 résultats obtenus, seuls 3 rapports isotopiques ²¹⁰Pb/²¹⁰Po sont significatifs, c'est-à-dire calculés à partir de valeurs toutes supérieures à la limite de détection (LD). Ils se rapportent aux carottes et varient de 0,57 à 3,31.

Quelle que soit l'analyse qui puisse être faite sur ces valeurs, il est clair que les données ne sont statistiquement pas suffisantes (quantitativement, i.e. nombre de valeurs, et qualitativement, i.e. valeurs significatives) pour permettre une quelconque interprétation en termes d'équilibre $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$. Ce résultat indique néanmoins que l'hypothèse d'équilibre n'est pas vérifiée.

Les valeurs pour 2008* correspondent à des légumes cultivés sur un jardin dédié du site de Lavaugrasse arrosé par l'eau de la source 68 (en complément des précipitations). Même dans ce système qui se veut le plus favorable à l'accumulation de radionucléides dans les végétaux (du fait d'eau d'arrosage plus marquée), les résultats ne sont pas significatifs.

Présentation des résultats de mesures disponibles sur la faune terrestre (poule et lapin)

Les mesures effectuées sur poules et lapins s'inscrivent dans le cadre des deux campagnes (2007-2008) menées par AREVA NC et décrites précédemment, en réponse à l'arrêté préfectoral n° 2008-290 du 2/02/2009. Le tableau 4 regroupe l'ensemble des résultats de mesure pour 2007 et 2008 pour la faune terrestre selon son lieu de vie (correspondant aux groupes de référence du Bilan Décennal Environnemental 2004), exprimés en Bq par kg de matière fraîche de produit analysé (Bq/kg sur m.f.).

Tableau 4 : Résultats de mesures effectuées par AREVA sur la faune terrestre en 2007-2008

		^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
		en Bq/kg sur m.f.				
Faune terrestre (lapin)	GR Site Ind. Bessines	< 0,07	< 8,93	< 0,47	< 1,98	< 0,27
	GR Bellezane - Montmassacrot	< 0,05	< 8,04	< 0,28	< 1,95	< 0,10
	GR Fanay - Fraisse	< 0,03	< 6,62	< 0,17	< 1,37	< 0,05
	GR Margnac - Peny	< 0,06	< 4,92	< 0,27	< 1,14	< 0,04
	Référence milieu naturel	< 0,09	< 8,97	< 0,37	< 2,09	< 0,12
Faune terrestre (poule)	GR Site Ind. Bessines	< 0,08	< 9,14	< 0,62	< 2,08	< 0,11
	GR Bellezane - Montmassacrot	< 0,03	< 13,36	< 0,72	< 2,51	< 0,04
	Référence milieu naturel	< 0,01	< 3,53	< 0,23	< 0,78	< 0,05

Source : AREVA BUM/DRS/CESAAM/ENV RI 09/241

Le nombre de données est très faible et aucun résultat n'est significatif, Il n'est donc pas possible d'évaluer les rapports d'activité entre les différents radionucléides de la chaîne. De ce fait, aucun enseignement ne peut être tiré de ces résultats en termes de ratio $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$.

Présentation des résultats de mesures disponibles sur les poissons

Il existe une forte variabilité inter-espèce des concentrations en radionucléides de la famille de l'uranium dans les poissons des écosystèmes d'eau douce français. Les paramètres de variabilité sont multiples, ils peuvent être liés à des facteurs environnementaux tels que le contexte pédo-géochimique (l'activité naturelle des sols et roches en uranium constitue un facteur clef de la concentration, en uranium et descendants, des poissons), la nature et les caractéristiques de l'habitat considéré (débit, taille des cours d'eau, lac ou retenue favorisant l'accumulation de particules chargées de radionucléides) ou encore à l'influence anthropique. Par ailleurs, au sein d'un écosystème donné, les niveaux de concentrations peuvent être influencés par le mode de vie propre à chaque espèce, défini par le type d'habitat (benthique ou pélagique) et leur régime alimentaire (carnassier ou non).

Un recensement des données facilement accessibles concernant les teneurs en plomb 210 et polonium 210 a été réalisé et synthétisé dans les tableaux 4 et 5 (les données sur l'uranium 238, le thorium 230 et le radium 226 ont été conservées quand elles étaient disponibles). Le jeu de données a permis la distinction entre poisson entier éviscéré et chair (muscle). La différence entre les deux échantillons concerne le squelette (arêtes) qui a pour caractéristique de fixer le potassium, l'uranium et le radium.

Pour chaque donnée, le lieu de prélèvement correspondant au lieu de vie au moment de la capture a été précisé (étang, rivière, ...), de même que l'existence d'une influence minière le cas échéant. Les résultats sont exprimés en Bq par kg de matière fraîche de produit analysé (Bq/kg sur m.f.).

Compte tenu du peu de données significatives obtenues, une interprétation tenant compte des nombreux facteurs de variabilité n'a pu être proposée. On peut néanmoins conclure, à ce stade des connaissances, que l'hypothèse d'équilibre n'est que rarement vérifiée et qu'elle n'est pas toujours pénalisante.

La réalisation de calculs d'exposition ou d'impact impose la réalisation de mesures de plomb 210 dans les différents compartiments.

Pour ce qui concerne en particulier les activités en plomb 210 et polonium 210, il y a trop peu de résultats de mesures significatifs et trop peu d'études pour statuer en termes d'équilibre $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ dans les poissons. Il semble que la limite de détection du plomb 210 soit, le plus souvent le facteur limitant. Un affinage de la mesure du plomb 210 devrait permettre de disposer de mesures supérieures à la limite de détection, permettant ainsi une évaluation du rapport isotopique plomb 210 sur polonium 210.

Tableau 5 : Résultats de mesures de plomb 210 et polonium 210 dans les poissons

Mesures dans la chair de poisson frais					²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb/ ²¹⁰ Po
Site minier concerné	Espèce	Milieux	Positionnement	origine mesure	en Bq/kg sur m.f.					
Bois Noirs	Perche	Petit bassin	sous influence	Lefebvre (2005)				6,15	73,4	0,08
Bois Noirs	Tanche	Bassin sur stockage	sous influence	Lefebvre (2005)				11,2	651,4	0,02

Les données de mesures de Lefebvre (2005) correspondent aux mesures faites dans les muscles

Mesures dans le poisson entier éviscéré frais					²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb/ ²¹⁰ Po
Site minier concerné	Espèce	Milieux	Positionnement	origine mesure	en Bq/kg sur m.f.					
Bois Noirs	Rotangle, gardon	Petit bassin	sous influence	Lefebvre (2005)				32,32	49,45	0,65
Bois Noirs	Perche	Petit bassin	sous influence	Lefebvre (2005)				41,27	113,41	0,36
Bois Noirs	Tanche	Bassin sur stockage	sous influence	Lefebvre (2005)				76,7	407,93	0,19
	Gardons	Etang de la Crouzille	sous influence	CRIIRAD N°04-26 V4*	9,1	0,035	71	3,325	8	0,42

* données en Bq/kg sur matière sèche. Converties en Bq/kg de matière fraîche en considérant un rapport de 4 entre le poids frais et le poids sec

Les données de mesures de Lefebvre (2005) correspondent à la somme de données de mesures sur les différentes parties des poissons (muscles, arêtes, tête, viscères, ...)

L'étude de Lefebvre, qui est la seule à présenter des valeurs supérieures à la limite de détection pour ces deux radionucléides, tend à montrer que l'activité massique du polonium est de 10 à 50 fois supérieure à celle du plomb 210 dans la chair (muscle) du poisson. Elle est de 1 à 5 fois supérieure dans le poisson entier éviscéré. Des investigations complémentaires sont à envisager pour valider ces ordres de grandeur, en privilégiant les mesures sur la chair de poisson, seule donnée utilisable dans les calculs d'impact dosimétrique.

Conclusion-recommandation

De manière générale, les éléments examinés dans la présente fiche tendent à démontrer que l'hypothèse d'équilibre n'est que rarement vérifiée et qu'elle n'est pas toujours conservatrice. Par conséquent, il apparaît nécessaire de poursuivre les mesures spécifiques intégrant la mesure du polonium 210 pour toute prise en compte de ce paramètre dans une évaluation d'exposition des populations ou d'impact à l'environnement.

Pour les produits végétaux, la poursuite de la surveillance pour le calcul d'impact n'apporte pas de résultats exploitables pour conduire des calculs d'exposition ou d'impact.

Faire des campagnes sur des jardins dédiés dans des conditions cohérentes avec le descriptif des scénarios retenus par le GT2 semble la solution à retenir. Ainsi, le GT4 recommande que la prise en compte de la contribution du polonium 210 dans les calculs d'impact ou d'exposition soit assortie de résultats de mesure statistiquement significatifs sur les différents compartiments considérés.

Dans le cas où l'évaluateur serait amené à réaliser un calcul en l'absence de données, le choix de valeurs conservatrices est à privilégier. Ce choix peut se baser sur les données disponibles présentées dans la présente fiche.

- Pour ce qui concerne les données sur les poules et les lapins, compte tenu de la difficulté liée à la mesure de faibles concentrations et à la quantité de produits disponibles pour la mesure, il apparaît difficile d'améliorer significativement la connaissance des équilibres $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$. Il est proposé de conserver le ratio de 1 et de réaliser une étude de sensibilité sur ce paramètre.
- Concernant les poissons, le GT4 recommande de poursuivre l'étude des équilibres $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ et d'abaisser la limite de détection du plomb 210. Comme pour les produits cultivés, si l'évaluateur était contraint à réaliser un calcul en l'absence de données relatives au plomb 210 et au polonium 210, une approche conservatrice serait à adopter. Celle-ci pourrait se fonder sur les résultats de Lefebvre (2005). Une première approche du rapport isotopique $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ à considérer dans une optique conservatrice serait de prendre un ratio moyen de 0,4 pour une consommation de poisson entier éviscéré (moyenne des 4 valeurs significatives) ou de 0,05 pour une consommation de chair uniquement (moyenne de 2 valeurs). Néanmoins, le GT4 considère fondamental, pour le calcul d'impact, d'améliorer la connaissance du rapport isotopique $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ en s'intéressant prioritairement à la chair de poisson.

Fiche 6 Concentrations et états d'équilibre des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 dans les sols et sédiments

Origine de la fiche

Demande du GT2 concernant les concentrations des divers radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 dans les sols et les sédiments lacustres et de rivières

Introduction

L'uranium comporte trois isotopes naturels, le plus abondant, en termes de masse étant l'uranium 238. La décroissance radioactive de cet isotope donne naissance à 14 radionucléides. Dans l'environnement, les différences de comportement géochimique entre les différents éléments constitutifs de la chaîne peuvent conduire à l'établissement de déséquilibres radioactifs. Pour calculer l'impact dosimétrique dû à l'uranium et ses descendants présents dans les sols et les sédiments, il est nécessaire de connaître l'activité de tous ces radionucléides, en particulier lorsque le calcul porte sur l'exposition interne des individus ou sur l'impact environnemental. Lorsque des mesures pour l'ensemble des radionucléides impactant ne sont pas réalisées, des hypothèses d'équilibre entre certains radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 sont formulées. De telles hypothèses peuvent conduire à des erreurs importantes dans le calcul de la dose. Cette fiche présente une évaluation de la teneur en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb dans des sols et des sédiments en contexte minier.

Origine des radionucléides présents dans les sols et sédiments

Les radionucléides à vie longue de la chaîne de l'uranium 238 dans les sols et les sédiments considérés dans cette fiche proviennent du transfert par les eaux naturelles. Leur présence peut être liée à un phénomène indépendant de l'exploitation minière, l'activité massique correspondante est alors celle que l'on rencontre naturellement dans l'environnement pour les sites étudiés. Sinon, l'activité massique des divers radionucléides est la traduction de phénomènes nombreux et complexes dans lesquels la lixiviation, la sorption, l'agrégation des matières en suspension et la décantation jouent des rôles majeurs.

Origine des données utilisées

Les données proposées sont issues d'échantillonnages, de prélèvements et de mesures effectués par CEMRAD puis Pe@rL dans le cadre des vidanges et curages des plans d'eau (Lac de Saint Pardoux, étang de La Crouzille, retenue d'Etrangleloup) ou de travaux antérieurs, et de contrôles réalisés à la demande de la DRIRE¹⁰ Limousin (ruisseau des petites Magnelles). Elles constituent des exemples

¹⁰ Aujourd'hui DREAL (direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement)

de profil en profondeur et de rapport d'activité des radionucléides essentiels. Bien que non fournie, la variation spatiale des activités sur les sites retenus est également disponible.

Exemple de résultats

Lac de Saint Pardoux

La création du Lac de Saint Pardoux est postérieure au début de l'exploitation des mines. Les sédiments du lac ont par conséquent toujours subi l'influence des activités minières, notamment l'exhaure des mines souterraines qui est à l'origine de l'essentiel du marquage. Le profil d'activité massique en profondeur montre que ce marquage affecte toute l'épaisseur des sédiments (figure 1 a) jusqu'au terrain naturel situé pour cet exemple à environ quarante centimètres de profondeur.

Ces résultats amènent les remarques suivantes :

- a) Les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 dans le sol initial sont à peu près à l'équilibre radioactif (environ 600 Bq/kg) ;
- b) Les rapports des activités massiques $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ et $^{238}\text{U}/^{210}\text{Pb}$ varient légèrement le long de la carotte (figure 1 b).

L'expérience a montré que l'allure du profil de la figure 1 et les remarques précédentes se généralisent à tous les sédiments du lac sous la seule influence du Ritord qui ont été analysés.

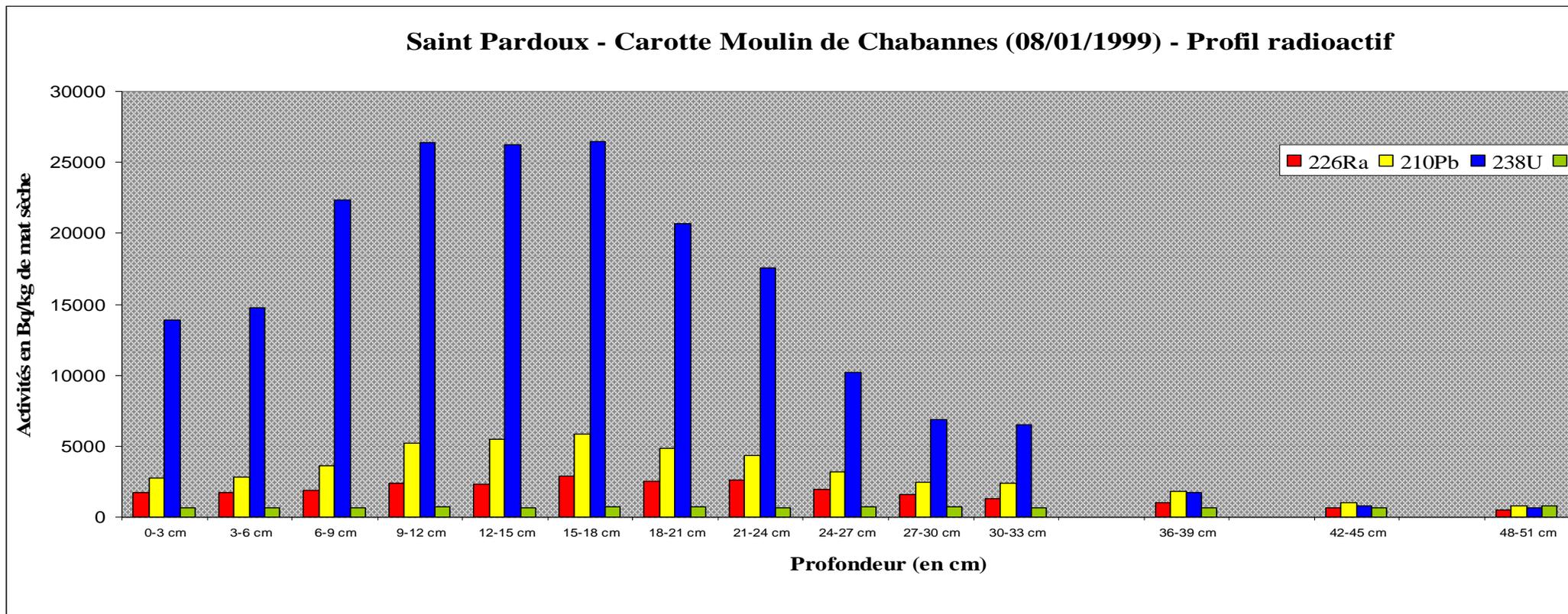


Figure 1 a : Profil d'activité massique dans les sédiments de l'anse du moulin de Chabannes.

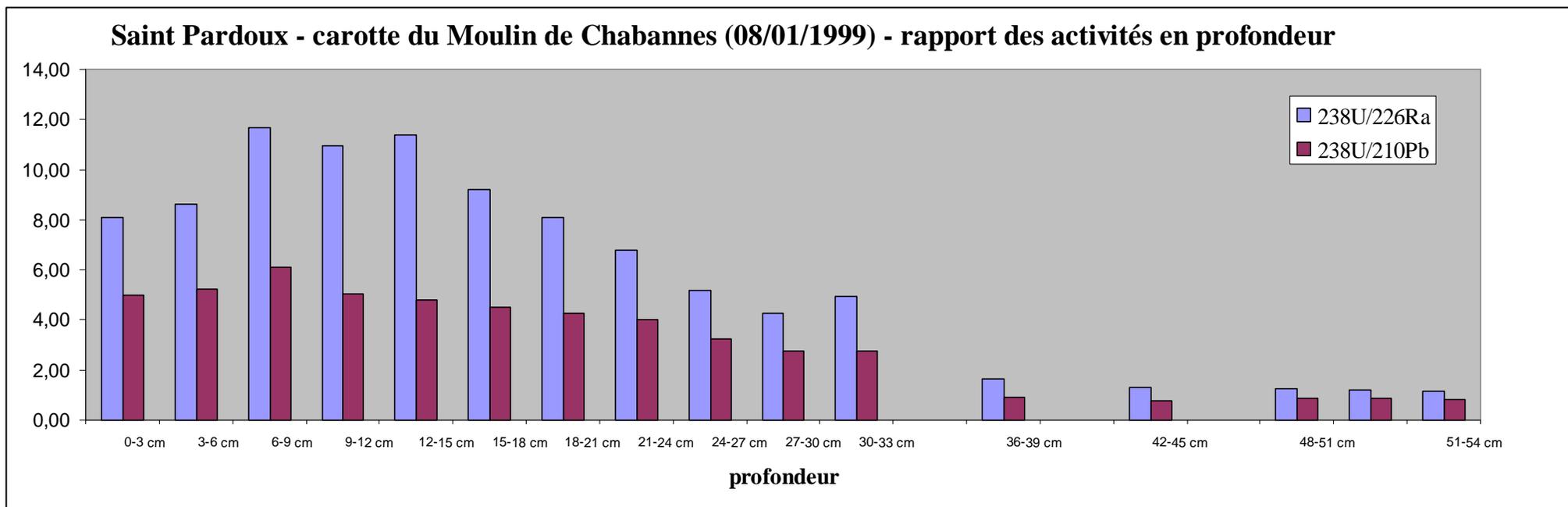


Figure 1 b : Variation du rapport des activités massiques en profondeur pour la carotte précédente.

Etang de La Crouzille

La création de l'étang est très antérieure aux activités minières. Le profil d'activité massique en profondeur (figure 2 a) met en évidence l'existence d'une couche supérieure épaisse d'une dizaine de cm, dont la teneur en radionucléides des chaînes naturelles révèle l'influence minière via le ruisseau des Sagnes et celui d'Henriette, et d'une couche inférieure, beaucoup plus épaisse, correspondant à des sédiments formés antérieurement.

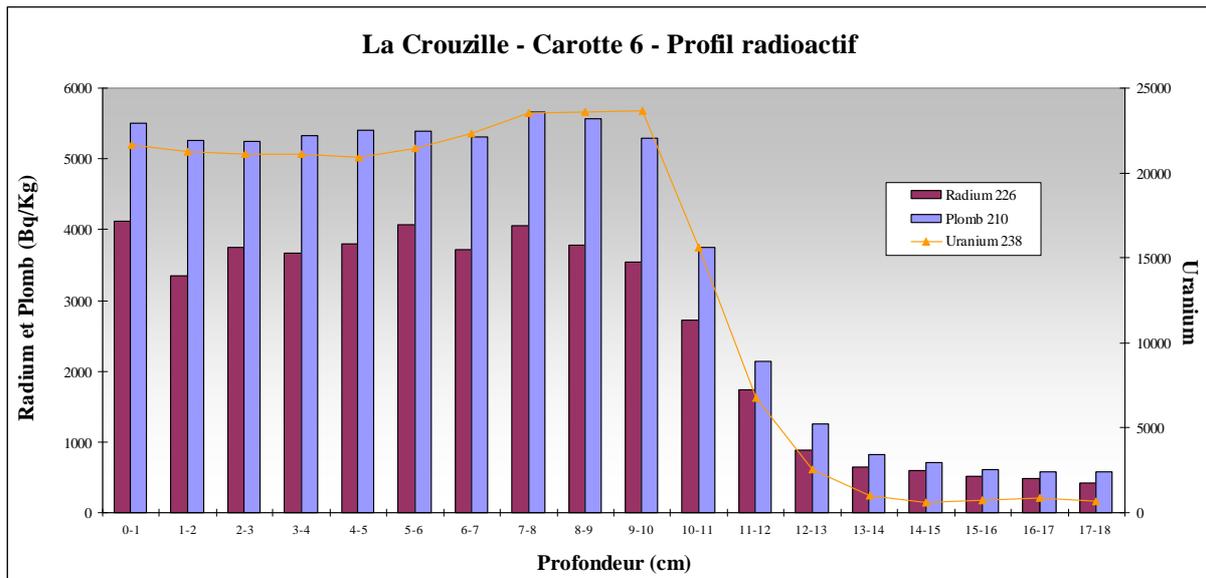


Figure 2 a : Exemple de profil d'activité des sédiments de La Crouzille.

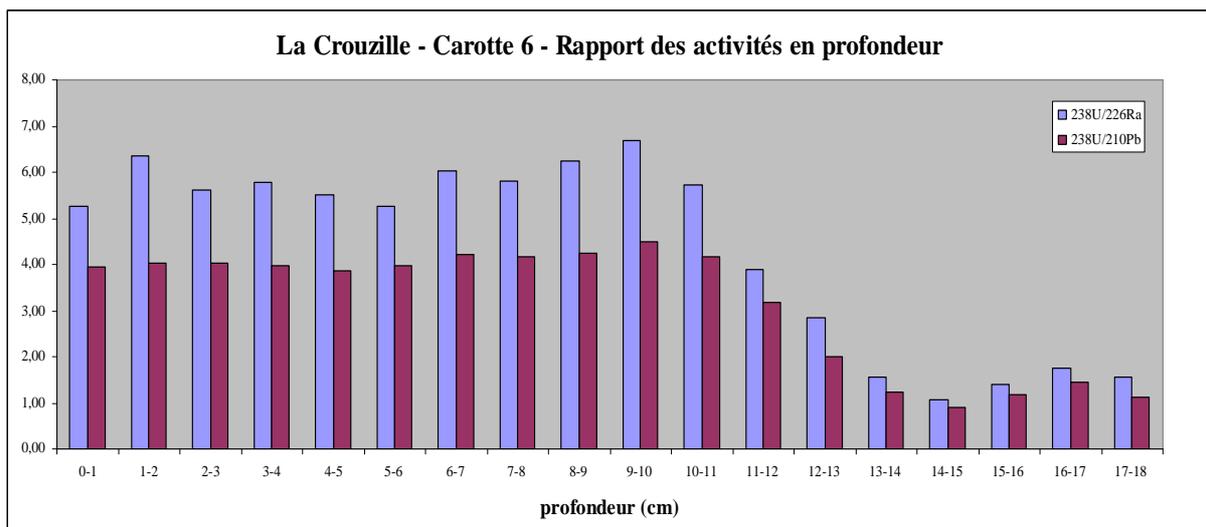


Figure 2 b : Variation du rapport des activités massiques en profondeur pour la carotte précédente.

Les profils montrent que dans chacune des deux couches, l'activité massique est sensiblement constante. Dans la couche supérieure, les rapports moyens des activités massiques sont environ de 5,8 pour $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ et de 4,1 pour $^{238}\text{U}/^{210}\text{Pb}$. Les sédiments de la couche inférieure sont sensiblement à l'équilibre radioactif, avec une activité qui est, comme pour le terrain naturel sous les sédiments du lac de Saint Pardoux, environ égale à 600 Bq/kg.

Ces observations s'étendent à l'ensemble des sédiments de l'étang de la Cruzille sous influence du ruisseau des Sagnes ayant fait l'objet de mesures.

Retenue d'Etrangleloup

La retenue d'Etrangleloup se situe sur la Gartempe. Elle a fait l'objet d'une vidange en juin 2009. Les sédiments ont une activité moyenne en uranium 238 relativement faible (inférieure à 3700 Bq/kg de matière sèche, sauf exception rare). Le profil d'activité des sédiments est du type de celui de la figure 3 ; la profondeur à laquelle se situe le maximum varie d'une carotte à l'autre de 30 à 100 cm environ. L'activité de surface est le plus souvent très inférieure à celle des sédiments des retenues de Saint Pardoux et La Cruzille. L'uranium 238, le radium 226 et le plomb 210 sont à peu près à l'équilibre.

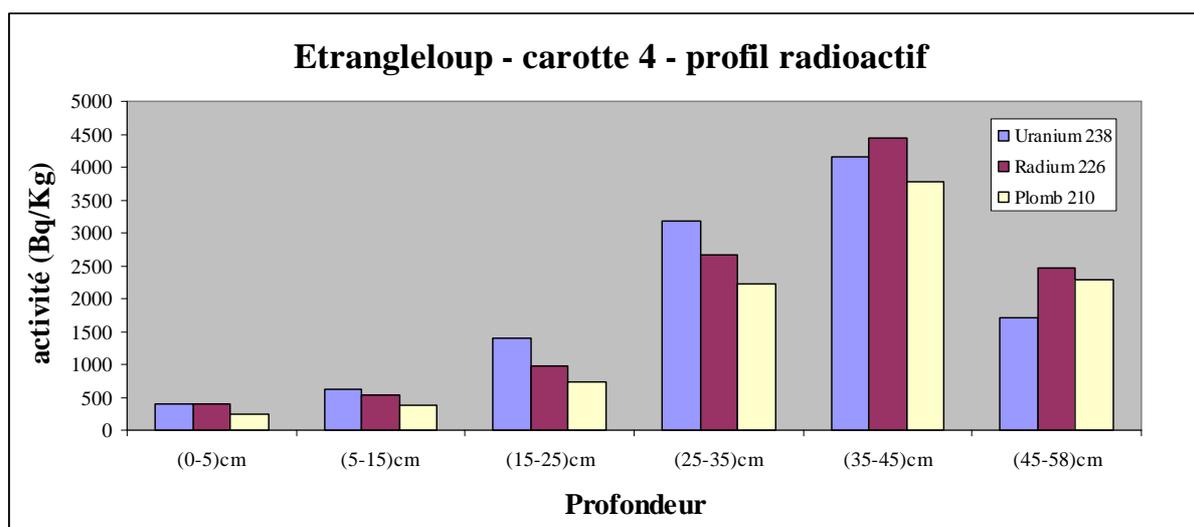


Figure 3. Exemple de profil de l'activité des sédiments de la retenue d'Etrangleloup (Gartempe)

Site des Petites Magnelles

Pour le site des Petites Magnelles, sous influence des rejets du stockage de Bellezane, les échantillons étudiés proviennent de sédiments prélevés dans le ruisseau ainsi que de terres de la prairie située en aval des bassins de la station de traitement. Les résultats existants sont ceux du tableau 1. Concernant les sédiments du ruisseau, ils se répartissent en (i) une moyenne sur le premier tiers du ruisseau entre la station de traitement et la Gartempe, et (ii) une moyenne sur les deux derniers tiers. Les résultats concernant les terres de la prairie sont une moyenne obtenue sur 7 échantillons prélevés sur une ligne transversale de la prairie.

Tableau1 : Activités (Bq/kg de matière sèche) aux petites Magnelles.

	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³⁸ U/ ²²⁶ Ra	²³⁸ U/ ²¹⁰ Pb
Ruisseau (1 ^{er} tiers)	25218	4024	1936	6,3	13,0
Ruisseau (tiers 2 et3)	17774	1721	538	10,3	33,0
Prairie	42629	6478	4767	6,6	8,9

Là encore, l'influence minière se traduit par un fort déséquilibre de la chaîne radioactive.

Conclusion-recommandation

Chacun des exemples présentés montre que, comme pour les eaux, il n'existe pas de situation générale mais que chaque cas est particulier.

Pour les sédiments et les terres sous influence des activités minières, il n'est donc pas possible d'établir des ratios d'activité caractéristiques sauf peut être à l'échelle très locale. En l'absence de données des mesures devront donc être engagées au cas par cas pour définir les rapports d'activité à prendre en compte.

L'activité du milieu naturel, que ce soit pour les sédiments lacustres ou les terres, est relativement stable aux environs de 500 Bq.kg⁻¹ de matière sèche quel que soit le radionucléide de la chaîne de l'uranium 238 considéré.

Fiche 7 Prise en compte des limites de détection comme paramètres d'entrée dans des simulations

Origine de la fiche

Demande émanant du GT2 sur la façon de prendre en compte, lors de simulations, des paramètres dont la mesure n'a pu fournir que des limites de détection L_D , et en particulier sur la justification du choix de la L_D ou $L_D/2$

Introduction

Les séries de données disponibles et exploitées pour conduire les évaluations d'impact et de dose présentent un grand nombre de données précédées du signe « < ». Ces valeurs ont été considérées comme des valeurs inférieures à la limite de détection et des règles ont été appliquées pour les utiliser dans les différents exercices d'évaluation. L'objectif de cette fiche est de rappeler ce que sont les différentes grandeurs métrologiques et notamment la limite de détection et le seuil de décision.

Rappels de métrologie

Les mesures d'activité passent en général par des comptages d'impulsions qui sont le plus souvent régis par la statistique de Poisson. Les divers comptages nécessaires à une mesure d'activité, pratiqués pendant des durées identiques, conduisent aux nombres d'impulsions de bruit de fond (BdF), du comptage brut (Brut), et par différence Brut - BdF, du comptage net (net). Les considérations ci-après utilisent ces nombres d'impulsions mais peuvent aisément se traduire en terme d'activité. Lors de mesures d'échantillons pour lesquels comptage brut et BdF diffèrent peu, le problème de l'existence de radioactivité dans l'échantillon étudié se pose. L'hypothèse de la présence de radioactivité dans l'échantillon ne peut être confirmée ou infirmée qu'à travers des considérations statistiques. Ces considérations conduisent aux notions de **Seuil de Décision** (S_D) et de **Limite de Détection** (L_D).

Seuil de décision S_D

Le Seuil de décision est une valeur du comptage net au-delà de laquelle l'hypothèse de présence de radioactivité d'un échantillon est validée avec un risque d'erreur donné.

Ce risque d'erreur, noté α , est généralement pris égal à 5%. S_D est déterminé à l'aide de mesures de bruit de fond. S_D et α peuvent s'interpréter en disant que, l'on a *a priori* $\alpha(\%)$ de chances d'obtenir une valeur supérieure à S_D lors de la mesure d'un échantillon réellement non radioactif.

Le seuil de décision dépend du dispositif utilisé et plus généralement des conditions expérimentales du moment.

Dans la pratique, lors de la mesure de l'activité d'un échantillon :

- si le résultat obtenu est supérieur au seuil de décision, on conclut à la présence de radioactivité dont on peut fournir l'activité et son incertitude ;
- si le résultat obtenu est inférieur au seuil de décision, l'échantillon ne peut pas être déclaré non radioactif, car il peut néanmoins contenir une faible radioactivité susceptible de produire statistiquement des impulsions en nombre inférieur au seuil de décision. Cela se traduit par un risque d'erreur de déclarer un échantillon non radioactif alors qu'il l'est. Pour quantifier cet aspect, on fait appel à la notion de limite de détection.

Limite de détection L_D

La limite de détection est une valeur moyenne du comptage net correspondant à un risque donné de déclarer un échantillon non radioactif alors qu'il l'est.

Ce risque d'erreur, noté β , est généralement pris égal à α soit 5%. La valeur de la limite de détection dépend de celle du seuil de décision. Dans le cas de comptages suffisants, on a $L_D \approx 2S_D$. La limite de détection peut s'interpréter en disant que l'on a β chances d'obtenir un nombre d'impulsion inférieur à S_D avec un échantillon produisant un nombre moyen d'impulsion L_D . Cette grandeur ne correspond pas à une limite inférieure de mesure possible avec un dispositif expérimental donné. Elle peut plutôt être considérée comme une valeur maximale permettant d'obtenir un risque d'erreur donné faible (5%).

Synthèse

Si la mesure d'activité produit un résultat supérieur au seuil de décision, alors ce résultat peut être fourni, affecté de son incertitude. Notons qu'il peut être inférieur à la limite de détection. Sinon, l'activité est indiquée comme étant inférieure à la limite de détection.

Conclusion-recommandation

Compte tenu de ces définitions et propriétés, la prise en compte des valeurs d'activité fournies sous forme de limites de détection dans des simulations numériques est possible avec certaines précautions. Il est d'abord nécessaire de s'assurer que les valeurs fournies sont effectivement des limites de détection. Ainsi, la formulation du type « < valeur Bq/l » que l'on rencontre parfois dans le Bilan Décennal Environnemental d'AREVA NC prête à confusion. En effet, la « valeur » est souvent celle imposée à l'exploitant par la réglementation. L'indication vise sans doute à signifier que cette réglementation est respectée, mais ne constitue pas une limite de détection au sens usuel. Dans l'hypothèse où les valeurs fournies sont bien des limites de détection, il faut les interpréter comme résultant de mesure ayant conduit à des résultats inférieurs au seuil de décision. Elles peuvent donc être utilisées telles quelles avec toutes leurs propriétés, sous réserve que les valeurs obtenues par simulation soient considérées comme des valeurs supérieures du paramètre calculé donc que le résultat final soit présenté sous la forme « < ... ». Des considérations statistiques plus poussées sur les résultats à la disposition du GT2 pourraient sans doute être mises en œuvre, à condition qu'elles s'appuient sur des mesures de fiabilité certaine car obtenues dans le respect des règles de l'art.

Fiche 8 Spéciation chimique de l'uranium

Origine de la fiche

Demande du GT2 concernant la spéciation chimique de l'uranium dans le cadre du développement de la méthode d'évaluation des risques sur les écosystèmes dans le cours d'eau du Ritord (méthode ERICA¹¹) pour définir des données d'écotoxicité les plus pertinentes possibles

Introduction

La méthode d'évaluation des risques environnementaux consiste à déterminer un indice de risque pour les écosystèmes en fonction de leur lieu de vie. Le calcul de l'indice de risque pour les écosystèmes aquatiques d'eau douce nécessite la connaissance des activités volumiques des différents radionucléides d'intérêt dans l'eau ainsi que les activités volumiques dites sans effet (PNEC). Pour ce qui concerne l'uranium 238, la question de la spéciation s'est avérée essentielle pour le choix de la PNEC eau douce dans le sens où les indices de risque calculés avec la valeur « générique » de la PNEC issue de la littérature ne permettaient pas d'obtenir des résultats cohérents avec les observations faites sur le terrain. Cette fiche retrace les connaissances sur la spéciation de l'uranium au niveau du cours d'eau du Ritord.

La spéciation de l'uranium en phase aqueuse

La bioaccumulation de l'uranium par les organismes et les effets écotoxiques associés sont fortement dépendants des formes physico-chimiques (spéciation) présentes dans le milieu d'exposition. Certaines formes (espèces chimiques) sont *a priori* très biodisponibles et potentiellement écotoxiques, alors que d'autres peuvent être considérées comme inertes, en fonction des situations considérées.

Cette spéciation de l'uranium en milieu naturel ou sous influence de rejets miniers dépend principalement de l'abondance et de la nature des ligands (hydroxyles, sulfates, carbonates, chlorures, fluorures et phosphates), du pH et de l'état redox.

Origine des données

L'analyse thermodynamiques des eaux (ou spéciation) a été réalisée par le CREGU (« Etude de la spéciation et des modes de transport de l'uranium en milieu naturel sur le secteur du Ritord » - juin 2002) et demandée par arrêté préfectoral n° 2000-DRCL 1-602.

Les calculs thermodynamiques ont été réalisés en utilisant un programme de spéciation géochimique en solution aqueuse (EQ3NR) qui modélise les états thermodynamiques d'une solution en utilisant un algorithme pour calculer la distribution des espèces (ions, complexes aqueux, ...). A partir d'une analyse globale de l'eau, il permet de calculer la distribution des espèces aqueuses, l'état de

¹¹ Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management

sursaturation de la solution vis-à-vis des minéraux, l'état des couples oxydo-réducteurs en présence ainsi que la fugacité des gaz en équilibre avec le système.

Résultats sur le Ritord

Cette spéciation a été effectuée sur 8 campagnes d'échantillonnage (août 1999 à juin 2001) sur 3 rejets miniers (Augères, Silord, Vénachat), sur un milieu naturel de référence (Gouillet) et sur 4 milieux naturels sous influence de rejets (Ritord, St Pardoux (en 3 points)).

La distribution des espèces montre la prédominance :

- d'hydroxydes d'uranyle
- d'ion uranyle
- de carbonates d'uranyle
- de phosphates d'uranyle
- de fluorures d'uranyle

Ainsi pour des pH de 5,5 à 7,5, les espèces uranifères solubles présentes dans les eaux sont en grande majorité dominées par les complexes hydroxylés $\text{UO}_2(\text{OH})_2$ (aq) généralement à plus de 60%. La présence de fluorures ou de phosphates en solution, même en faible concentration, modifie cette répartition avec apparition de complexes de type UO_2HPO_4 ou encore UO_2F^+ en solution. De même que la quantité croissante de carbonate en solution va augmenter la proportion de complexes carbonatés (type $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2$ et UO_2CO_3 (aq) essentiellement.

La diminution du pH va favoriser l'apparition des ions uranyles UO_2^{++} .

Conclusion-recommandation

L'étude menée sur le Ritord a permis de préciser sous quelle forme les espèces uranifères solubles étaient présentes dans les eaux. Si la forme hydroxylée est largement dominante, la présence d'anions ou cations peut la modifier. Le GT4 recommande cette analyse thermodynamique dans le déploiement de la méthode ERICA si les différentes étapes de screening préalables mettaient en évidence un risque chimique lié à l'uranium ne pouvant être négligé.

Fiche 9 Considérations concernant la pertinence des mesures de débit de dose dans les villages

Origine de la fiche

Demande émanant du GT2 concernant la pertinence d'utiliser les mesures de débit de dose dans les villages comme moyen de surveillance de l'impact des anciens sites miniers sur l'exposition externe de la population et, par conséquent, pour estimer la valeur des expositions ajoutées dues à l'influence des sites miniers

Introduction

L'objectif de cette fiche est de faire la synthèse des réflexions du GT4 relatives à la pertinence du maintien de la mesure du débit de dose dans les villages du Limousin pour évaluer de manière fiable la part attribuable aux sites miniers. La fiche ne vise pas à décrire les différentes méthodes de mesure du débit de dose, ni leurs performances respectives, mais souhaite rappeler les limites de leur utilisation sur la base de l'expérience et des résultats acquis par ce type de surveillance depuis de nombreuses années.

Présentation de l'irradiation externe

Les mesures de débit de dose utilisent l'interaction des rayonnements ionisants avec la matière. De manière générale la réponse des instruments de mesure du débit de dose est proportionnelle à l'énergie transmise par les rayonnements ionisants dans le milieu détecteur et s'exprime en termes de débit de dose équivalente ambiante indiqué en nanosieverts par heure (nSv/h). En multipliant ce débit de dose par la durée d'exposition, on peut calculer la dose effective E annuelle en mSv/an. Cette mesure permet donc de caractériser, dans un lieu précis et sur une période donnée, l'exposition externe due à l'ensemble des contributions qui la composent mais n'apporte aucune indication sur les composantes individuelles et leurs variations respectives dans l'espace et le temps. Ce n'est donc pas par la mesure du débit de dose global que l'apport spécifique à l'exploitation minière peut être proprement quantifié.

Les différentes contributions

Quel que soit le lieu où il se trouve, l'individu est soumis en permanence aux contributions d'origine naturelle provenant du rayonnement tellurique et du rayonnement cosmique.

Le rayonnement tellurique est dû aux radionucléides primordiaux présents dans le sol lors de la formation de la Terre, dont les périodes radioactives sont suffisamment longues pour être encore mesurables de nos jours dans la croûte terrestre. Ces radionucléides, contributeurs majeurs au rayonnement tellurique sont le potassium 40 et les radionucléides des chaînes naturelles de l'uranium et du thorium.

Le rayonnement cosmique est un flux de particules très énergétiques, principalement des protons et des particules alpha provenant de l'espace [1]. Ce rayonnement, en interagissant avec la haute atmosphère, crée des radionucléides tels que le tritium, le carbone 14 ou le béryllium 7, ainsi qu'un rayonnement secondaire constitué, au niveau du sol, de muons, photons, électrons et neutrons.

Les radionucléides cosmogéniques présents dans l'atmosphère offrent une contribution négligeable au débit de dose environnemental. En effet, parmi ces radionucléides, l'émetteur gamma principal est le béryllium 7 dont la concentration moyenne dans la troposphère est d'environ $12,5 \text{ mBq.m}^{-3}$ [1]. Le débit de dose externe induit, calculé à partir d'un coefficient de dose dans l'air de $2,36 \cdot 10^{-15} \text{ Sv.s}^{-1}$ par Bq.m^{-3} [4] est alors d'environ $0,1 \text{ pSv.h}^{-1}$.

En revanche, le rayonnement cosmique secondaire participe notablement à la dose mesurée. À nos latitudes, la contribution des particules chargées et des photons au débit de dose est estimée à 32 nSv.h^{-1} au niveau de la mer [5].

L'ensemble de ces contributions constituent le bruit de fond naturel de l'irradiation externe auquel s'ajoute la part rémanente variable des contaminations passées des retombées des essais nucléaires et de celles de Tchernobyl. Les impacts sur la dose d'irradiation externe de ces retombées sont aujourd'hui négligeables dans le Limousin.

Les paramètres influençant les doses

La contribution du rayonnement tellurique à la dose par exposition externe dépend largement des caractéristiques du sol et peut, de surcroît, être significativement influencée par les conditions météorologiques et des perturbations humaines du milieu naturel.

Pour la composante cosmique qui dépend de l'altitude (~ doublement tous les 1 500m), c'est avant tout l'activité solaire qui peut occasionner des variations significatives de court terme.

La variabilité des doses

La dose effective annuelle attribuable à l'exposition externe naturelle, est voisine de 1 mSv/an en moyenne à l'échelle mondiale [1]. La variabilité peut cependant être considérable avec des valeurs pouvant atteindre 300 mSv à Ramsar (Iran). Ces valeurs élevées sont provoquées par la présence de minerais d'uranium ou de thorium affleurant.

Plusieurs publications de la revue Radioprotection de la SFRP traitent le sujet de l'exposition de la population française à la radioactivité naturelle [2]. Des informations détaillées concernant la distribution des doses moyennes de la population et leur variabilité en Suisse peuvent également être téléchargées [3].

Ces publications montrent l'importance de la variabilité des fluctuations naturelles dans l'espace et dans le temps qui rend l'estimation d'une valeur de débit de dose ajoutée très incertaine en l'absence d'une information sur les contributions individuelles qui la composent. Il convient en outre de rappeler que l'incertitude de mesure est déjà de l'ordre de $\pm 20\%$.

Risque associé aux activités minières

L'éloignement des sources

La distance des sources potentielles par rapport aux villages ne permet pas d'envisager raisonnablement une exposition externe directe (diminution avec le carré de la distance en supposant l'absence d'écran), cela d'autant plus qu'une intégration trimestrielle exigerait un débit de dose ajouté significatif pour qu'il puisse être distingué du rayonnement naturel et de ses fluctuations.

Rappelons que la surveillance se base sur une mesure intégrée trimestrielle qui moyenne l'exposition externe dans la zone où le dosimètre est placé sur la période considérée. Jusqu'en 2001 les dosimètres étaient posés contre les maisons où l'exposition était représentative de la moyenne obtenue suite au balayage scintillométrique dans le village. Après 2001 la nouvelle méthodologie a consisté à placer les dosimètres au milieu d'un jardin ce qui a provoqué un décrochage des valeurs. Cela montre la dépendance du résultat de mesure avec l'environnement à proximité immédiate du dosimètre. Il apparaît donc plus pertinent d'envisager une surveillance de l'exposition externe à proximité des sources en question. Une variation significative (augmentation ou diminution) serait alors un indicateur d'un apport ou d'une migration de contamination. Le bien fondé du renoncement aux mesures de débit de dose sous leur forme actuelle dans les villages doit être clairement expliqué à la population, qui pouvait se sentir faussement rassurée par cette surveillance (voir ci-après).

La contribution à la dose par le biais de la contamination

Le risque radiologique associé à l'après mine est principalement dû à l'exposition provenant des contaminations rémanentes. Plus que leur contribution à l'exposition externe, c'est la contribution à l'exposition interne (inhalation des produits de filiation du radon et ingestion des radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium 235 et 238 présents dans les eaux et les produits alimentaires) qui prédomine et doit faire l'objet d'une surveillance spécifique. Dans ce contexte l'exposition attribuable aux émetteurs alpha non émetteurs gamma mérite une attention particulière car ils ne peuvent être détectés par une simple mesure du débit de dose. Ainsi la détection des contaminations attribuables aux activités minières par la mesure du débit de dose s'avère d'une part trop peu sensible et d'autre part incomplète. La mesure de l'exposition externe peut certes être intéressante pour le dépistage de stériles et d'anomalies radiométriques, mais est largement inadaptée à la mesure fiable de l'exposition individuelle des contaminations provenant des activités minières.

Danger de la méthode de surveillance de l'exposition externe

La méthode de surveillance de l'exposition externe peut, le cas échéant, constituer une fausse assurance, car une absence d'évolution de l'exposition externe ne signifie pas qu'il n'y a aucune évolution du risque de contamination (par exemple contamination par des émetteurs alpha ou faible contamination gamma noyée dans le bruit de fond et ses fluctuations).

Conclusion-recommandation

Sur la base des considérations qui précèdent, et en se plaçant au niveau du seul domaine de la mesure physique du rayonnement ionisant ambiant, le GT4 recommande l'abandon du **suiti de l'exposition externe** comme méthode de surveillance dosimétrique associée aux activités minières dans les villages du Limousin. En effet la mesure du débit de dose ambiant dans ces villages ne se prête pas à la détermination fiable de la valeur ajoutée de l'exposition de la population susceptible d'être liée aux activités minières. Ces mesures soulèvent plus de questions qu'elles n'apportent de réponses.

Il conviendrait cependant de localiser des maisons à risque en raison de la proximité d'anciennes galeries et de verses ou de l'utilisation de stériles miniers dans les matériaux de construction pour y effectuer un contrôle plus pertinent. Le cas échéant, un examen plus invasif ne se limitant pas à la mesure de l'exposition externe pourrait être recommandé.

Références

[1] UNSCEAR 2000 Report, Volume 1, Annex B, *Exposures from natural radiation sources*

[2] *Radioprotection 2004, vol.39 n°2 pages 213-232 Evaluation de l'exposition de la population française à la radioactivité naturelle*

Radioprotection 2002, vol. 37 n°3 pages 283-327, radioactivité d'origine naturelle dans l'environnement en France : niveaux non perturbés par l'homme

Radioprotection 1999, vol.31 n°4 pages 505-519, Connaissance actuelle des sources d'irradiation naturelle

[3] *Analyse des contributions à l'irradiation de la population suisse en 2004* (www.ksr-cpr.ch; <http://www.bag.admin.ch/ksr-cpr/04336/04783/04831/index.html?lang=fr>)

[4] Eckerman K., Ryman J., 1993. *External exposure to radionuclides in air, water and soil. Federal guidance report n°12, ORNL, 238 p.*

[5] Bouville A., Lowder W.M., 1988. *Human population exposure to cosmic radiation. Radiat. Prot. Dosim., 24, p 293-299.*

Fiche 10 Pertinence des mesures de surveillance du radon autour des anciens sites miniers d'uranium en vue d'une évaluation d'impact ajouté

Origine de la fiche

Les GT2 et GT1 ont interrogé le GT4 sur la pertinence de la surveillance de l'exposition au radon autour des anciens sites et installations de la Division Minière de la Crouzille ainsi que sur la justification du maintien de celle-ci avec l'objectif de calculer un impact ajouté, compte tenu de la difficulté à évaluer la part du radon d'origine minière dans les niveaux d'exposition au radon mesurés sur et hors site

Introduction

L'évaluation de l'impact actuel dû aux activités de gestion des anciens sites miniers d'uranium, dit « impact ajouté », se fonde sur les résultats de mesures de niveaux d'exposition dans l'environnement proche ainsi que sur la connaissance de l'exposition locale naturelle (bruit de fond). Plus les niveaux d'exposition mesurés dans les secteurs susceptibles de subir l'influence des activités minières s'approchent des valeurs caractéristiques du bruit de fond, plus l'évaluation de la part d'origine minière s'avère difficile. Elle devient impossible lorsque ces valeurs sont confondues. La question se pose alors, dans le cadre de la seule évaluation d'impact ajouté, de la pertinence de réaliser des mesures dont les résultats ne seront pas discriminants vis-à-vis de l'activité minière. Le GT4 a par conséquent dressé un état des lieux de la surveillance de l'exposition au radon autour des sites de la Division Minière de la Crouzille et listé les principales voies de transfert du radon d'origine minière qu'il serait nécessaire de prendre en compte pour élaborer un plan de surveillance adapté à la problématique.

La surveillance actuelle de l'exposition au radon dans le cadre de la surveillance des anciens sites miniers d'uranium

En application des arrêtés préfectoraux définissant les modalités de surveillance des anciens sites miniers implantés en Limousin, AREVA NC a déployé un réseau de mesure de l'énergie alpha potentielle volumique (EAPv) sur ses anciens sites miniers ainsi que dans les villages avoisinants. Les analyses, conduites systématiquement en extérieur, sont effectuées à une fréquence mensuelle. Les résultats de ces analyses sont utilisés pour évaluer le niveau d'exposition des populations au « radon minier » en référence à des résultats de mesures obtenus sur des secteurs non influencés par les activités minières résiduelles. Cette estimation repose sur l'hypothèse que le niveau d'exposition mesuré en extérieur est représentatif du niveau d'exposition en intérieur.

Positionnement du groupe sur la pertinence des mesures de surveillance faites par AREVA NC

Le GT4 considère que les mesures mises en œuvre par l'exploitant en application de la réglementation ne permettent pas de disposer des informations nécessaires à l'évaluation quantitative de l'impact associé à l'exposition ajoutée au radon du fait des anciennes activités minières.

L'analyse des résultats des mesures de l'EAPv réalisées sur site et dans les villages avoisinants montre qu'après prise en compte des incertitudes associées à la mesure et de la variabilité temporelle (liée essentiellement aux conditions météorologiques) et géographique (liées essentiellement à la topographie), il n'est pas possible de différencier le radon d'origine minière du radon d'origine naturelle. Ceci s'explique principalement par le contexte géologique du Limousin qui est une région naturellement riche en radioactivité.

De plus, les résultats des mesures réalisées en atmosphère extérieure ne peuvent être considérés comme représentatifs des niveaux de radon et/ou descendants rencontrés en atmosphère intérieure. En effet, compte tenu du confinement des bâtiments et des mécanismes advectifs d'entrée du radon dans les structures bâties, les valeurs d'activité volumique du radon mesurées en atmosphère intérieure, et exprimées en valeur moyenne annuelle, sont toujours plus élevées qu'en atmosphère extérieure.

Par conséquent, le GT4 considère que les résultats des mesures d'EAPv sur site et dans les villages sont difficilement exploitables pour mettre en évidence un quelconque impact des anciens sites miniers réaménagés et évaluer les niveaux d'exposition ajoutée des populations au radon. De ce fait, leur maintien dans les villages ne saurait se justifier par la nécessité d'évaluer le niveau d'exposition ajoutée des populations. En revanche, elle se justifie pour les besoins d'évaluation de la dose totale d'exposition des populations, tout comme la surveillance du flux d'exhalation du radon au niveau des sources se justifierait pour évaluer la pérennité de l'intégrité des systèmes mis en place lors du réaménagement des sites et stockages de résidus (exemple des couvertures de stockage, digues, ...).

Positionnement du groupe sur les voies pertinentes d'exposition au radon d'origine minière

Le GT4 considère que l'exposition au radon d'origine minière ne peut être évaluée au travers des mesures d'EAPv conduites aujourd'hui en application de la réglementation. Dans l'optique, de proposer des modalités de surveillance des expositions au « radon minier », le GT4 a recensé les situations possibles d'exposition en identifiant les voies de transfert depuis les sources vers les cibles. Le GT4 considère qu'il est nécessaire de s'intéresser prioritairement aux situations d'exposition dans l'habitat du fait du phénomène d'accumulation en atmosphère confinée et de la durée d'exposition prolongée. Un recensement des voies potentielles de transfert depuis les anciens sites réaménagés vers des immeubles bâtis situés à proximité de leur zone d'emprise a conduit à retenir 4 situations en particulier :

- le transfert depuis les travaux miniers souterrains (TMS) via les galeries ;
- l'exhalation du radon provenant de stériles miniers ou autres matériaux radifères réutilisés dans le domaine public ;
- l'usage domestique de l'eau issue d'un puits privé. Pour cette dernière situation, deux voies d'exposition sont à considérer : l'inhalation suite au dégazage, à l'intérieur d'habitations, du radon présent dans l'eau et l'ingestion par consommation de cette eau ;
- le transfert du radon par voie atmosphérique. Cette voie de transfert a été considérée comme négligeable au regard des 3 précédentes.

Transfert depuis les travaux miniers souterrains

La configuration confinée des travaux miniers souterrains en fait une situation particulièrement favorable à l'accumulation de radon dans le cas où les galeries seraient partiellement ou totalement dénoyées. Par l'intermédiaire d'un réseau de fractures du socle sus-jacent, le transfert du radon vers des habitations qui seraient construites au droit des galeries ou à proximité est envisageable.

En première approche, il peut être envisagé de replacer les habitations sur les cartes des travaux miniers superficiels (10 à 15 m de profondeur), s'ils existent. Dans l'hypothèse où des habitations se situeraient au droit des galeries ou dans un voisinage très proche, des mesures pourraient être envisagées dans les habitations en vue de quantifier l'activité volumique du radon et d'en évaluer les conséquences en s'appuyant sur les recommandations internationales et nationales. Toutefois, la mise en évidence de niveaux importants de l'activité volumique du radon dans ces habitations ne permettrait pas d'incriminer systématiquement les galeries minières. Il conviendrait alors de mettre en œuvre des investigations complémentaires afin de déterminer l'origine et les voies de transfert du radon dans l'habitat et d'étudier les modalités techniques de réduction de l'exposition.

Radon issu des stériles miniers ou matériaux miniers réutilisés en soubassement d'immeubles bâtis

Les stériles miniers réutilisés dans le domaine public ont été destinés majoritairement à des travaux de voierie. Cependant, des situations où ces matériaux ont été utilisés comme matériaux de remblayage et de soubassement lors de la construction de bâtiments ont été observées. Ces stériles, et par extension tout autre matériau issu d'activités liées à l'exploitation minière (résidus par exemple), produisent du radon qui peut s'accumuler dans les bâtiments et constituer ainsi une source non négligeable d'exposition.

Cette voie d'exposition fait l'objet d'une étude spécifique par AREVA dans le cadre d'une modélisation dédiée à l'impact des stériles miniers réutilisés dans le domaine public.

Le GT4 propose de compléter cette approche numérique par une analyse des résultats des dépistages du radon conduits, en application de la réglementation, dans les lieux ouverts au public (LOP). L'analyse des résultats devrait porter en priorité sur les établissements situés à proximité des anciens sites miniers et dont la construction ou l'aménagement est contemporain de

l'exploitation. En complément, une recherche sur le terrain pourrait être entreprise avec une première étape d'identification des zones de réutilisation pour des opérations de soubassement (sur la base des données consignées dans le registre de cession de stériles après 1984 ou des recherches de terrain pour la période antérieure à cette date) et dans un second temps, un dépistage du radon. Si nécessaire, celui-ci pourrait être suivi d'une étude visant à identifier l'origine et les voies de transfert du radon.

Radon dans l'eau

Le radon peut être présent dans l'eau, sous forme dissoute, en particulier dans les eaux souterraines. Par dégazage dans un environnement confiné tel qu'une habitation, l'eau est susceptible de constituer une source non négligeable de radon dans l'atmosphère intérieure. Dans la mesure où elles entrent en contact avec l'atmosphère en amont de la distribution, les eaux issues des réseaux de distribution en eau potable ne sont pas identifiées comme pouvant constituer des sources de radon dans les habitations. A ce phénomène s'ajoute celui de la décroissance radioactive pendant le transport et éventuellement le stockage entre le lieu de pompage et le lieu de distribution. Par conséquent, les eaux visées dans le présent chapitre sont les eaux souterraines pompées et qui ne subissent pas de transport significatif entre le point de pompage et le lieu de distribution. C'est par exemple le cas des puits privés où de certains bâtiments qui peuvent être alimentés, via le réseau de distribution, directement par un captage à la source.

L'exposition au radon associée à l'eau peut se faire par inhalation du radon ayant dégazé dans l'atmosphère du bâtiment (de l'ordre de 90% du radon initialement dissous dans l'eau) et par ingestion de la fraction restée en solution (de l'ordre de 10%). Compte tenu du coefficient de dose du radon par ingestion pour un adulte ($\sim 10^{-8}$ Sv/Bq) et des concentrations en radon qui peuvent être mesurées dans certaines eaux souterraines (quelques dizaines à quelques milliers de becquerels par litre), l'exposition au radon par ingestion d'eau ne peut être négligée.

Le groupe considère que la migration du radon minier par les eaux souterraines ne peut être effective que sur de faibles distances mais qu'il reste nécessaire d'apporter des éléments quantitatifs permettant d'évaluer les conséquences associées à cette voie de transfert du radon minier vers les habitations. Pour cela, il est nécessaire de disposer d'un recensement des puits privés à proximité des sites. A l'heure actuelle, aucune démarche de recensement n'a été proposée.

En complément un travail a été conduit sur la base des données acquises dans le cadre du contrôle de la radioactivité dans les eaux de distribution. En effet, il est possible d'évaluer l'ordre de grandeur de la teneur en radon dans l'eau grâce à une exploitation des spectres bêta obtenus lors d'analyses du tritium. Sur la base des résultats examinés, il apparaît que pour 50% des captages, la teneur en radon dans l'eau est inférieure à 100 Bq/l. Dans les autres captages, elle est comprise entre 100 et 1000 Bq/l. De manière exceptionnelle, on peut observer des valeurs de l'ordre de

quelques milliers de becquerels par litre. Cette analyse pourrait être affinée en identifiant les points de captages qui pourraient être assimilés à des puits privés.

Le transfert atmosphérique

Sur la base des données issues de la surveillance de la Division Minière de la Cruzille par AREVA NC, le GT4 constate que le signal radon au droit des sites (stockage de résidus miniers, versés à stérile, travaux miniers souterrains et anciens carreaux miniers) est généralement comparable ou proche de ce qui peut être déterminé dans l'environnement de référence. Pour atteindre les habitations, lieu où l'on considère que l'exposition est *a priori* la plus importante, le radon « minier » doit être transporté par voie atmosphérique. Bien que ponctuellement les conditions météorologiques puissent conduire à l'accumulation du radon dans les couches basses de l'atmosphère (cas des inversions thermiques en condition anticycloniques et des fortes précipitations), le GT4 admet que les phénomènes de mélange dans l'atmosphère conduisent généralement à une forte dilution du radon, et *a fortiori* du radon d'origine minière. Les effets de la topographie peuvent également conduire à une diminution de l'intensité du signal émis à la source. En conclusion, le GT4 ne retient pas le transfert du radon par voie atmosphérique depuis les sites vers les habitations comme une voie d'exposition prépondérante.

Conclusion-recommandation

Le GT4 considère que les données issues de la surveillance de l'énergie alpha potentielle volumique du radon sur les sites et dans les villages ne peuvent être utilisées pour évaluer le niveau d'exposition ajouté des populations au radon et recommande l'abandon de ces mesures en particulier dans les villages. Sur site, ces mesures pourraient également être abandonnées au profit de campagnes de mesure du flux d'exhalation du radon à une fréquence qu'il reste à définir. Ce paramètre permettrait de suivre l'évolution des termes source.

Néanmoins, le GT4 considère que des situations d'exposition au radon d'origine minière peuvent exister. Parmi les situations recensées, trois sont apparues non négligeables : le transfert depuis les galeries souterraines des anciens travaux miniers vers les habitations, la réutilisation de matériaux d'origine minière (stériles, résidus...) et l'usage domestique d'un puits. La dernière situation se différencie des deux autres par le fait qu'en complément du risque d'exposition interne par inhalation, l'exposition interne par ingestion du radon présent dans l'eau doit être retenue.

Il apparaît que les voies de transfert du radon depuis les sites miniers vers les populations restent hypothétiques, et leur existence doit être mise en évidence au cas par cas. Cela conduit le GT4 à ne pas recommander la mise en place d'une surveillance systématique des expositions au radon dans les villages au voisinage des sites mais à privilégier la recherche et la gestion des cas réels.

Enfin, au cours de ses discussions, le groupe a été conduit à mentionner que la problématique de l'exposition au radon dépasse largement la question de l'impact des anciennes exploitations d'uranium.