



Reçu le :
5 février 2009
Accepté le :
29 avril 2009

Stratégie de surveillance d'un site susceptible d'être contaminé par de l'uranium appauvri

Strategy for radiological surveillance of a site potentially contaminated by depleted uranium

A. Cazoulat*, S. Bohand, J.-C. Amabile, X. Castagnet, P. Laroche

Service de protection radiologique des Armées, 1 bis, rue du lieutenant Raoul-Batany, 92141 Clamart cedex, France

Disponible en ligne sur

 ScienceDirect
www.sciencedirect.com

Summary

Aim of the study. Depleted uranium ammunitions utilization in experimentation centers or during a conflict can induce a risk of local environmental contamination. A radiological surveillance of these different sites is consequently indispensable, using some indicators. Because of the frequent lack of plants, specific breakdown measurement of uranium isotopes in a soil is a good means of following the evolution of this type of uranium among natural uranium.

Method. The method used by our laboratory is described in this article: it consists of alpha spectrometry, based on the determination of the $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratio after chemical treatment.

An experiment shows that depleted uranium deposited on the soil surface is solubilized and migrates downwards at a speed of about 20 cm per year. Therefore, drinking water contamination is likely. A regular measurement of gross alpha activity index, in terms of uranium 238 or plutonium 239 equivalents, constitutes a good indicator of water pollution surveillance. However the technique requires evaluating beforehand the self-absorption alpha particle factor f that depends on the mass of residues m after water evaporation. This article describes a simple protocol to determine this factor, of the type $f = 0.0253x m + 1.2813$ with an uncertainty of 11%.

Conclusion. The surveillance of a site likely to be radiocontaminated by depleted uranium is necessary to prevent a chronic contamination risk in populations which live in or near these sites. Plants are certainly the best bio-indicators, but it is often difficult to get enough quantity for a measurement at low level. Thus, specific uranium isotopes quantification in a soil is a good mean to follow a depleted uranium contamination, but an adapted method is required. It is the case of the SPRA laboratory which separates uranium isotopes from the matrix and uses alpha spectrometry.

Résumé

But de l'étude. L'utilisation de munitions à l'uranium appauvri dans les centres d'expérimentation ou durant un conflit peut conduire à un risque de contamination localisée de l'environnement. La surveillance des sites concernés est dans ce contexte indispensable, sur la base d'indicateurs radiologiques. À défaut d'effectuer des analyses sur des végétaux souvent en quantité insuffisante, le dosage des isotopes de l'uranium dans un sol est un bon moyen pour suivre l'évolution d'une contamination par l'uranium appauvri, à condition de disposer d'une méthode adaptée.

Méthode. La technique utilisée par notre laboratoire est la spectrométrie alpha après traitement chimique et l'étude du rapport $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, différent entre un uranium naturel et un uranium appauvri.

Une étude menée au laboratoire démontre que l'uranium appauvri déposé sur un sol est solubilisé et migre en profondeur à une vitesse d'environ 20 cm par an. Une pollution des nappes phréatiques ne peut de ce fait être exclue, et la mesure de l'indice de radioactivité alpha globale en équivalent uranium 238 ou plutonium 239 de ces eaux constitue un bon indicateur de surveillance. La technique mise en œuvre nécessite au préalable d'évaluer le facteur f d'auto-absorption des particules alpha, qui dépend lui-même de la masse m de résidus d'évaporation. Cet article décrit un protocole simple d'évaluation de cette relation, du type $f = 0,0253x m + 1,2813$ avec une incertitude de 11 %.

Conclusion. La surveillance d'un site susceptible d'être contaminé par de l'uranium appauvri est nécessaire pour prévenir un risque de contamination chronique des populations vivant sur ou près de ces sites. Parmi les bio-indicateurs, les végétaux sont certainement les plus adaptés, mais leur abondance n'est pas assurée sur tous les sites pour une mesure à bas niveau. Ainsi, le dosage spécifique des isotopes de l'uranium dans les sols est un bon moyen pour suivre

* Auteur correspondant.
e-mail : spr.a.def@wanadoo.fr

This technique is quite long but much more practical than gamma spectrometry which requires specific detectors. The technique used has also been validated by different “quality” indicators which are given in this article.

An experiment made in the laboratory shows that depleted uranium is solubilized while migrating downwards from the soil surface and drinking water contamination is thus possible after a few years. A regular measurement of gross alpha activity index in water in terms of uranium 238 or plutonium 239 equivalents constitutes another good indicator for the surveillance of water pollution. This article describes a simple protocol to determine the self-absorption alpha particle factor f , which is indispensable to calculate alpha activity in water.

© 2009 Elsevier Masson SAS. All rights reserved.

Keywords: Depleted uranium, Soil, Water, Alpha spectrometry, Gross alpha radioactivity index

Introduction

L'utilisation de munitions (obus) en uranium appauvri dans les centres d'expérimentation ou dans des zones de conflit peut conduire à une pollution localisée de l'environnement par cet uranium. En raison du risque de contamination chronique des populations vivant près de ces zones, une surveillance radiologique des sites concernés doit être mise en œuvre. Parmi les meilleurs indicateurs du taux de pollution par les éléments radioactifs, les végétaux, et en particulier les lichens, sont les plus adaptés. En fonction des régions, des saisons et de la nature du sol, ces végétaux ne sont pas toujours présents en quantité suffisante pour un dosage radioactif à bas niveau d'activité. L'analyse des sols et des eaux apparaît alors comme la seule alternative raisonnable pour l'étude à long terme d'un site à risque de contamination par l'uranium appauvri.

Après un rappel sur la technique utilisée au laboratoire du Service de protection radiologique des armées (SPRA) pour le dosage de l'uranium dans les sols, une étude sur le comportement de l'uranium dans un sol est proposée. En ce qui concerne les eaux, un comptage alpha global peut suffire à la surveillance, à condition d'avoir pu déterminer au préalable le coefficient d'atténuation du dépôt obtenu après évaporation.

l'évolution d'une éventuelle contamination, à condition de disposer d'une technique adaptée. C'est le cas du laboratoire du SPRA qui sépare chimiquement les isotopes de l'uranium des autres constituants de la matrice puis réalise *in fine* une spectrométrie alpha. Cette technique est longue, mais préférable à la spectrométrie gamma qui nécessite des détecteurs très sophistiqués. Les différents paramètres « qualité » (rendements et limites de détection de chacun des isotopes de l'uranium) de cette méthode ont été validés et sont présentés dans cet article. Comme en témoigne le résultat de notre étude, l'uranium migre dans les sols et peut atteindre, à plus ou moins long terme, les nappes phréatiques. Le suivi de l'indice de radioactivité alpha dans les eaux est alors un bon indicateur du niveau de pollution éventuelle par les émetteurs alpha et en particulier par l'uranium. La technique nécessite toutefois d'avoir établi au préalable le facteur de correction de l'auto-absorption dont le principe de détermination a été proposé.

© 2009 Elsevier Masson SAS. Tous droits réservés.

Mots clés : Uranium appauvri, Sol, Eau, Spectrométrie alpha, Indice de radioactivité alpha globale

Méthode utilisée pour la surveillance des sols

Contexte de l'étude

La détection d'uranium appauvri dans un sol est délicate du fait de la présence d'uranium naturel. En effet, si ce dernier est caractérisé par une concentration de l'ordre de 10 à 60 Bq/kg en ^{238}U et un rapport $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ compris entre 0,5 et 1,2, une concentration en ^{238}U au-dessus de 100 Bq/kg ou un rapport $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ inférieur à 0,5 sont indicateurs de la présence d'uranium appauvri [1]. Le dosage des différents isotopes constitutifs de l'uranium (naturel ou appauvri), comme ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , s'avère donc indispensable pour révéler la présence d'uranium appauvri.

Choix de la technique

Trois techniques peuvent être utilisées pour le dosage de l'uranium appauvri dans un sol : la spectrométrie gamma, la spectrométrie alpha et la spectrométrie de masse. Seules les deux premières sont disponibles au laboratoire du SPRA, et la spectrométrie alpha a été choisie aux dépens de la spectrométrie gamma pour les raisons évoquées ci-après. Comme ^{234}U n'émet pas de photons détectables par spectrométrie gamma, la détection d'uranium appauvri par cette

méthode est basée essentiellement sur la détermination du ratio $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ [2]. ^{238}U n'émettant pas de photons facilement détectables par cette technique, la mesure repose sur la détection de deux de ses descendants à l'équilibre : le ^{234}Th et le $^{234\text{m}}\text{Pa}$. Le premier émet des photons à 63,29 keV (3,8 %), 92,35 keV (2,7 %) et 92,78 keV (2,7 %). Les photons à 92,35 et à 92,78 keV sont très proches, ce qui aboutit à un multiplet très difficile à différencier. Pour cette raison, ces deux pics sont très rarement utilisés pour la détermination du ^{234}Th . Le $^{234\text{m}}\text{Pa}$ émet des photons énergétiques à 1001,03 keV, mais avec une intensité de 0,8 %. Ils ont pu être utilisés pour la mesure dans l'environnement d'uranium appauvri, mais aucun résultat significatif n'a été rapporté dans la littérature. En ce qui concerne ^{235}U , les seuls photons qu'il émet avec une intensité suffisante sont ceux à 185,72 keV (57,2 %), mais le problème est qu'un des fils de ^{238}U , le ^{226}Ra , émet aussi des photons à 186 keV et il est forcément présent. Il est donc difficile de discerner les deux. Une solution est de déterminer l'activité du descendant du ^{226}Ra à l'équilibre avec ce dernier, de manière à pouvoir soustraire de la raie à 186 keV la contribution du ^{226}Ra et ainsi déterminer celle de ^{235}U . Comme le descendant du ^{226}Ra (le ^{222}Rn) est un gaz, la mesure oblige à enfermer l'échantillon dans un sac hermétique et à attendre l'équilibre séculaire (soit environ 20 jours) avant la mesure, l'ensemble conduisant à des incertitudes importantes qui se propagent sur celles de la mesure (par déduction) de ^{235}U .

En résumé, cette technique n'est pas adaptée à la détermination isotopique de l'uranium dans les sols, à moins de disposer d'un détecteur dont la résolution permet de discerner les raies à 185,72 keV du ^{235}U de celle à 186,25 keV du ^{226}Ra . La spectrométrie alpha a donc été retenue.

Principe de la méthode

Un traitement chimique de l'échantillon est indispensable avant la détermination spectrométrique des isotopes de l'uranium. Il est décrit dans la norme *NF M 60 790-8* (1999), relative à la mesure de la radioactivité dans l'environnement-sol [3]. Ce traitement a pour objectifs :

- d'éliminer la charge saline préjudiciable à la réalisation de sources minces nécessaires aux mesures par spectrométrie alpha ;

- d'éliminer les autres radionucléides émetteurs alpha (américium 241, isotopes du thorium...) présents naturellement dans les sols et dont les raies d'émission peuvent interférer avec celles des isotopes de l'uranium. Pour le dosage de l'uranium, une calcination suivie d'une purification par l'oxalate d'ammonium est réalisée avant séparation chromatographique sur résine anionique. L'ajout de traceur radioactif (^{232}U) est indispensable. Il permet de déterminer un rendement global individuel pour chaque analyse.

Après cette étape, une source mince est obtenue par coprécipitation au fluorure de lanthane. Enfin, la mesure est réalisée soit par des spectromètres alpha type « chambre à grille », soit par des spectromètres alpha à semiconducteur.

Caractéristiques de la méthode

Même en l'absence de contamination (cas le plus fréquent), la méthode peut être caractérisée par différents indicateurs « qualité », comme le rendement du marqueur et les limites de détection de chaque isotope mesuré. Sur la base des nombreuses analyses réalisées à ce jour par le laboratoire, un résumé des résultats obtenus est donné dans le [tableau 1](#). Concernant les limites de détection, Wood et al. en 1999 [4] ont montré que des personnes vivant sur un sol dont la radioactivité en ^{238}U est de 196 Bq/kg recevraient une dose de 0,15 mSv/an. La possibilité de mesurer des activités de l'ordre de la dizaine de becquerels par kilogramme est donc adaptée à la surveillance.

En cas de mise en évidence d'uranium appauvri, le spectre obtenu est comparable à celui représenté par la [figure 1](#). On note en particulier une bonne résolution et l'absence de pics « parasites ». Dans l'éventualité d'une mauvaise séparation, une seconde purification est envisageable aux dépens du rendement.

Étude du comportement des particules d'uranium dans un sol

Une fois qu'il est déposé sur le sol, l'uranium appauvri diffuse par les mêmes mécanismes que l'uranium naturel : ces mécanismes dépendent de la forme chimique et de la dimension des particules, qui influent directement sur la

Tableau 1
Paramètres « qualité » de la méthode utilisée.

Nombre d'échantillons analysés	Rendement moyen obtenu (%)	Limites de détection ^{238}U	Limites de détection ^{235}U	Limites de détection ^{234}U
> 500	54 ± 14	De 10 à 30 Bq/kg	De 2 à 10 Bq/kg	De 10 à 20 Bq/kg

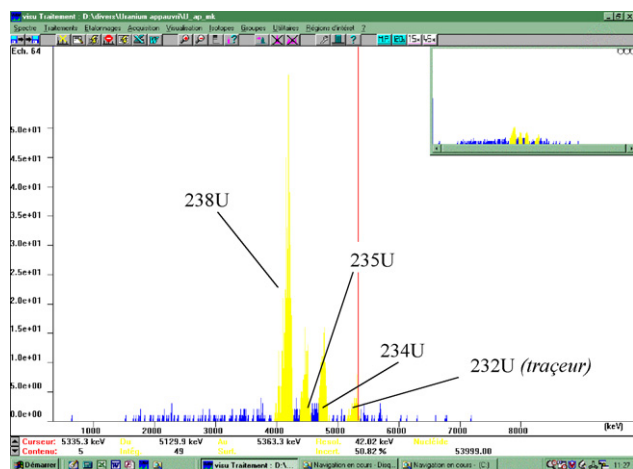


Figure 1. Spectre obtenu après isolement chimique de l'uranium d'un sol contaminé par de l'uranium appauvri et comptage par spectrométrie alpha.

solubilité. Les caractéristiques du sol ainsi que les conditions climatiques sont deux facteurs importants qui interviennent également dans cette diffusion. Une expérience a été menée au laboratoire pour étudier la migration d'un fragment d'obus dans un sol.

Matériel et méthode

De la terre prélevée dans la région parisienne (Clamart) et représentative d'un sol sédimentaire a été disposée dans un récipient haut. Un fragment d'obus d'uranium appauvri a été déposé au-dessus (fig. 2) puis l'ensemble a été placé à l'extérieur pendant six mois (de juillet à décembre). Des prélèvements sur les profondeurs de 0 à 2 cm, de 2 à 5 cm, de 5 à 10 cm puis de 10 à 20 cm ont été effectués à l'issue pour le dosage de l'uranium selon la technique décrite

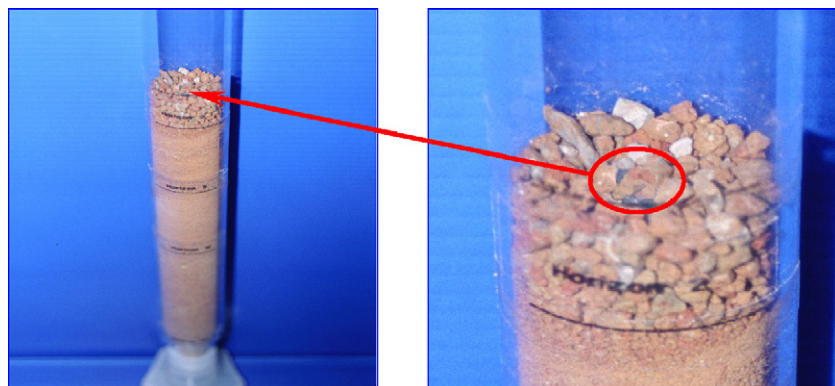


Figure 2. Modélisation du vieillissement d'un fragment d'uranium appauvri dans un sol.

au chapitre précédent. Une analyse sur un échantillon témoin sans fragment d'obus d'uranium appauvri a été menée en parallèle.

Résultats

Comme le montre la figure 2, le lessivage par les eaux pluviales fait disparaître le fragment de la surface du sol. Il se trouve alors dans des conditions d'humidité qui favorisent sa dissolution.

Six mois après le dépôt du fragment, si l'on se réfère aux deux paramètres indicateurs (activité en ^{238}U supérieure à 100 Bq/kg et rapport d'activité $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ inférieur à 0,5), la présence d'uranium appauvri est détectée jusqu'à 10 cm de la surface. Entre 10 et 20 cm, on observe une augmentation significative de ^{238}U et une diminution du rapport d'activité $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ (tableau II).

Discussion

Notre étude a montré que le front de diffusion de l'uranium appauvri se déplace à une vitesse de l'ordre de 10 cm pendant six mois, ce qui correspond à une vitesse de l'ordre de 20 cm par an. Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle trouvée pour la diffusion de fragments d' UO_2 dans un sol de type *podzol* (28 cm par an). Elle est beaucoup plus rapide que celle qui est décrite habituellement (par exemple 20 cm environ en une dizaine d'année) :

- pour les oxydes d'uranium, dans les sols argilo-siliceux en France [5] ;
- pour les dérivés d'uranium appauvri générés par les tirs, dans le sol des champs de tir des États-Unis [6].

Si l'on suppose que la profondeur à laquelle se trouve l'eau est de 3 m, il faut environ 15 ans pour que l'uranium solubilisé

atteigne les eaux souterraines, ce qui justifie de mettre en place une surveillance de la pollution radiologique de l'eau.

Méthode utilisée pour la surveillance des eaux

Principe de la surveillance

Après diffusion dans le sol de fragments d'uranium appauvri, la contamination d'un aquifère peut entraîner une contamination chronique des populations si cet aquifère alimente un réseau d'eau potable ou sert à l'irrigation des cultures. Une mesure régulière de l'indice de radioactivité alpha dans une eau est un bon indicateur de pollution. En effet, contrairement aux sols, où une mesure d'activité alpha est difficile (problème d'auto-absorption au sein de la source), il n'est pas nécessaire de séparer chimiquement les isotopes de l'uranium des autres émetteurs alpha. La valeur relative à la potabilité des eaux correspond à un seuil d'investigation de 0,1 Bq/l en indice de radioactivité alpha [7]. Cette valeur a été retenue au laboratoire comme valeur-guide pour considérer une eau contaminée ou pas.

La mesure de l'indice de radioactivité alpha dans une eau est une pratique courante dans les laboratoires. Elle consiste le plus souvent à évaporer une aliquote d'eau sur coupelle et à mesurer l'activité alpha [8], à l'aide d'un compteur proportionnel (type IN 20[®] ou NU 20[®] de la société Canberra) ou d'un scintillateur solide alpha (type ZnS). L'activité est comparée à celle d'un blanc et doit tenir compte du rendement de détection de l'appareil de mesure, du temps de comptage, mais aussi du facteur f de correction de l'auto-absorption de la source. Ce facteur exprime la perte d'une partie de l'énergie cinétique des particules alpha au sein du résidu d'évaporation du fait des interactions des particules alpha avec les constituants de la source et doit être déterminé avec précision pour ne pas sous-estimer l'activité. Nous nous proposons ici de décrire une méthode d'évaluation de ce facteur.

Détermination du facteur f de correction de l'auto-absorption pour les mesures d'activité alpha dans les eaux

Définition

Le facteur f de correction de l'auto-absorption est le rapport du nombre d'événements mesurés sur le nombre d'événements réellement détectables. Il est donc supérieur à 1 et représente en fait l'inverse d'un rendement de source.

Matériels et méthodes

La mesure de l'activité d'une série de résidus d'évaporation de masses différentes, surchargés par une quantité identique d'un traceur émetteur alpha, permet de déterminer la relation entre le facteur de correction de l'auto-absorption et la masse du résidu d'évaporation d'un échantillon d'eau.

Choix préliminaires

Le résidu d'évaporation d'un échantillon d'eau est constitué par l'ensemble des matières dissoutes dans l'eau. Il a été envisagé de constituer des résidus d'évaporation à partir de prises d'essai de 100 mL et de 200 mL d'échantillons d'eau de rivière. D'après l'expérience acquise au laboratoire, la masse de résidus d'évaporation obtenue pour des prises d'essai de 100 mL ou de 200 mL se situe aux alentours de 20 à 100 mg.

Protocole

La méthode d'analyse des échantillons se base sur le mode opératoire de l'indice de radioactivité alpha globale dans les eaux en vigueur au laboratoire et se réfère à la norme *NF M 60-801*. Après préparation de la source, un comptage pendant 54 000 secondes sur le détecteur alpha *NU20* est effectué.

Calcul du facteur de correction de l'auto-absorption

En soustrayant l'activité (en coups) d'une « source » sans marqueur à l'activité d'une « source » avec marqueur pour une masse donnée, on obtient l'activité réellement détectée due au marqueur. C'est pourquoi il faut prendre garde de compter sur la même voie du compteur les échantillons de même masse, car chaque voie a un rendement spécifique.

$$f = \frac{(\text{activité déposée} \times \rho \times t)}{(\text{coups avec marqueur} - \text{coups sans marqueur})} \times 100$$

où : *coups avec marqueur* est le nombre d'événements détectés pour la source avec marqueur (en coups), *coups sans marqueur* est le nombre d'événements détectés pour la source sans marqueur (en coups), t est le temps de comptage en secondes (54 000 secondes), ρ est le rendement du compteur (%), *activité déposée* (en Bq) est l'activité du marqueur ²³⁹Pu déposée dans l'échantillon.

Résultats

f a été calculé pour chaque masse de résidus variant de 2,5 à 106,4 mg (valeurs extrêmes des masses de résidus dans nos conditions opératoires).

La courbe exprimant le facteur de correction de l'auto-absorption en fonction de la masse de résidus est représentée par la *figure 3*.

Tableau II

Rapport isotopique $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ et activité en ^{238}U à différentes profondeurs du sol reconstitué en laboratoire.

Profondeur	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$		^{238}U	
	Avant dépôt du fragment d'uranium	Après 6 mois	Avant dépôt du fragment d'uranium (Bq/kg)	Après 6 mois (Bq/kg)
0–2 cm	0,95 ± 0,24	0,10 ± 0,02	29 ± 5	275 ± 20
2–5 cm	0,92 ± 0,21	0,19 ± 0,02	37 ± 7	163 ± 14
5–10 cm	0,93 ± 0,16	0,19 ± 0,04	29 ± 3	111 ± 14
10–20 cm	0,69 ± 0,15	0,38 ± 0,09	51 ± 9	72 ± 6

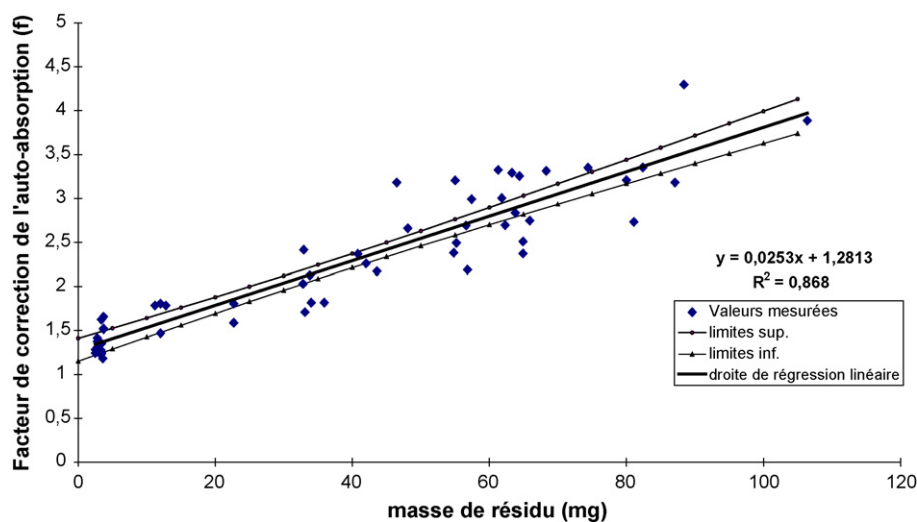


Figure 3. Facteur de correction de l'auto-absorption en fonction de la masse de résidu.

À partir de cette courbe et après validation des coefficients de la droite de régression calculés par la méthode des moindres carrés à l'aide du tableur *Excel* (validation non détaillée ici), la valeur du facteur d'atténuation applicable dans nos conditions opératoires pour le mesurage s'exprime par $f = 0,0253x + 1,2813$. L'incertitude relative sur f est de 11 %.

Ainsi, pour des masses de résidus comprises entre 0 et 100 mg, l'indice alpha dans l'eau exprimé en Bq/L est donné par la formule :

$$A = \frac{n - N_0}{t_N \times PE} \times \frac{100}{\rho} \times f$$

avec : n = nombre de coups détectés pendant le temps de la mesure ; N_0 = nombre de coups du blanc détecté pendant le temps de la mesure ; t_N = temps de comptage ; PE = prise d'essai ; ρ = rendement du compteur ; f = facteur de correction de l'auto-absorption (f) en fonction de la masse de résidu (m) calculé selon la formule ci dessus.

Conclusion

La surveillance d'un site susceptible d'être contaminé par de l'uranium appauvri est nécessaire pour prévenir un risque de

contamination chronique des populations vivant sur ou près de ces sites. Parmi les bio-indicateurs, les végétaux sont certainement les plus adaptés, mais leur abondance n'est pas assurée sur tous les sites pour une mesure à bas niveau. Ainsi, le dosage spécifique des isotopes de l'uranium dans les sols est un bon moyen pour suivre l'évolution d'une éventuelle contamination, à condition de disposer d'une technique adaptée. C'est le cas du laboratoire du SPRA qui sépare chimiquement les isotopes de l'uranium des autres constituants de la matrice, puis réalise in fine une spectrométrie alpha. Cette technique est longue mais préférable à la spectrométrie gamma qui nécessite des détecteurs très sophistiqués. Les différents paramètres « qualité » de cette méthode ont été validés au laboratoire par le retour d'expérience.

Comme en témoigne les résultats de notre étude, l'uranium migre dans les sols et peut atteindre les nappes phréatiques. Le suivi de l'indice de radioactivité alpha dans les eaux est aussi un bon indicateur du niveau de pollution éventuelle par les émetteurs alpha, et en particulier par l'uranium. La technique nécessite toutefois d'avoir établi au préalable le facteur de correction de l'auto-absorption. Cet article a décrit une méthode simple d'évaluation de ce facteur qui reste spécifique des conditions de mesures du laboratoire.

Références

1. Sansonne U, Stellato G, Jia S, et al. Levels of depleted uranium in Kosovo soils. *Radiat Protection Dosimetry* 2001;97:317-20.
2. Karangelos DJ, Anagnostakis MJ, Hinis EP, et al. Determination of depleted uranium in environmental samples by gamma-spectroscopic techniques. *J Environm Radioactivity* 2004;76:295-310.
3. NF Norme française M 60 790-8 (1998). Mesure de la radioactivité dans l'environnement-sol, Partie 8 : Méthodes de mesure des isotopes du plutonium (plutonium 238 et plutonium 239 + 240) dans les échantillons de sol.
4. Wood JL, Benke RR, Rher SM, et al. A comparison of minimum detectable and proposed maximum allowable soil concentration cleanup levels for selected radionuclides. *Health Physics* 1999; 76:413-7.
5. Crançon P. Migration de l'uranium dans un podzol. PhD Université de Grenoble I; 2001.
6. Ebinger MH, Essington EH, Gladney ES, Newman BD, Reynolds CL. Long term fate of depleted uranium at Aberdeen and Yuma Proving Grounds. Final report, phase 1: Geochemical transport and modeling. Progress rept. 1990. Washington: US DOE (Ed.). LA-11790-MS 37 p.
7. Directive du Conseil n° 98/83 du 3 novembre 1998, relative aux eaux destinées à la consommation humaine.
8. NF Norme française M 60 801 (2004). Mesure de la radioactivité dans l'environnement-Eau. Mesurage de l'indice de radioactivité alpha en équivalent plutonium 239 dans l'eau peu chargée en sels.