

# Le Dniepr

Numéro 72 avril 2015

N° ISSN 1253-2207

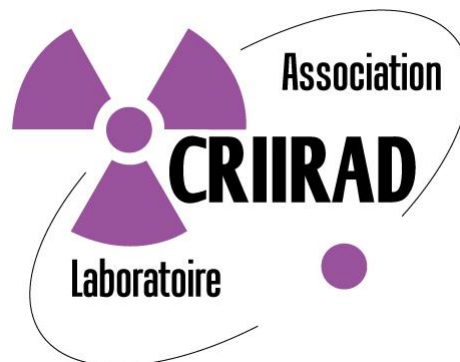
Journal trimestriel de l'association « Les Enfants de Tchernobyl »

## Numéro Hors-série

### Contamination radioactive des sols alsaciens

### ETAT DES LIEUX 2014

Etude réalisée en 2014-2015 par le laboratoire de la CRIIRAD  
pour l'association LES ENFANTS DE TCHERNOBYL



Commission de Recherche et d'Information  
Indépendante sur la Radioactivité



Association « Les Enfants de Tchernobyl »  
Résidence « Les Provinces » 1 A rue de Lorraine 68840 PULVERSHEIM  
Téléphone : 06 73 15 15 81 Courriel : [lesenfantsdetchernobyl@gmail.com](mailto:lesenfantsdetchernobyl@gmail.com)  
Site internet : [www.lesenfantsdetchernobyl.fr](http://www.lesenfantsdetchernobyl.fr)

Permanences téléphoniques:  
Lundi : de 9h à 12h et de 14h à 19h  
Mercredi : de 9h à 12h  
Jeudi : de 17h à 19h

## Les six sites de prélèvement de sol par carottage



**Aubure** : pelouse de prairie bien drainée, régulièrement fauchée avec retrait de la fauche, potentiellement soumis à un pâturage occasionnel.



**Erstein** : pelouse très basse située à une trentaine de mètres de la levée de la digue du canal du Rhin. Milieu soumis à un fauchage.



**Breitenbach** : pelouse de prairie située sur le versant est sud-est à mi pente des collines sous-vosgiennes. Prélèvement agricole de l'herbe et pâturage estival.



**Kruth** : pelouse relativement sauvage qui jouxte à une dizaine de mètres le cours d'eau central de la vallée. Drainage correct du milieu.



**Durmenach** : prairie légèrement inclinée et bien drainée, régulièrement fauchée et potentiellement pâturée.



**Wolfgantzen** : terrain en friche conservé au centre du village, très peu exposé aux prélèvements de végétation.

### Références : Etude CRIIRAD N°15-15

Date de la mission sur le terrain : **Octobre 2014**

Date de remise du rapport : **Mars 2015**

Responsable d'étude : **Bruno CHAREYRON**, Ingénieur en physique nucléaire.

Rédaction du rapport : **Marion JEAMBRUN**, Docteur en géochimie.

Mission de terrain : **Christian COURBON**, Technicien spécialisé, et **André PARIS**, géologue.

Analyses : **Stéphane PATRIGEON**, Technicien métrologue

Préparations des échantillons : **Jocelyne RIBOUËT**, Technicienne de laboratoire.

**LABORATOIRE CRIIRAD 29 Cours Manuel de Falla, 26 000 VALENCE Tel : 04 75 41 82 50 Fax : 04 75 81 26**

## Introduction

Alors qu'approche la commémoration du trentième anniversaire de la catastrophe de Tchernobyl, l'association *Les Enfants de Tchernobyl* a souhaité établir un état des lieux actualisé de la contamination radioactive des sols alsaciens.

Cette étude s'inscrit dans la continuité des évaluations conduites par le laboratoire de la CRIIRAD depuis la mise au point, en 1987, du protocole de prélèvement de sol par carottage qui permet de rendre compte de la distribution verticale de la contamination, d'évaluer la migration en profondeur des radionucléides et de reconstituer les activités surfaciques. Grâce au traceur que constituait alors le césium 134, il était possible de déterminer les niveaux de retombées radioactives imputables à Tchernobyl ainsi que la contamination antérieure, imputable aux essais nucléaires militaires (particulièrement intenses dans les années 50-60).

En 1990, grâce au financement obtenu du Conseil régional d'Alsace, le laboratoire de la CRIIRAD a pu entreprendre la cartographie de la contamination des sols alsaciens sur la base de 66 sites de prélèvement, échantillonnés entre janvier 1990 et mars 1991 et couvrant l'ensemble des deux départements. Un travail qui restera sans équivalent en France et dans nombre de pays étrangers.

A la demande du Conseil régional d'Alsace, cette première étude a été complétée en 1998 par une étude de suivi, ciblée sur 28 des 66 sites évalués en 1990-91. Elle a permis de documenter l'évolution de l'état radiologique des sols tant au niveau de l'évolution des activités surfaciques résiduelles que de la distribution des radionucléides dans le profil de sol.

La présente étude, réalisée à l'initiative de l'association Les Enfants de Tchernobyl, doit permettre d'établir, 29 ans après Tchernobyl et 16 ans après le suivi de 1998, une nouvelle photographie de la contamination radioactive des sols alsaciens. La période radioactive<sup>1</sup> du césium 137 étant en effet de 30 ans, cela signifie que moins de la moitié du césium 137 échappé du réacteur de Tchernobyl s'est désintégrée. En 2046, subsistera encore un quart du césium ; un huitième en 2076. Bien que la situation de la France n'ait rien de comparable avec celle des pays les plus touchés, il faudra encore du temps avant de pouvoir refermer le dossier de la contamination.

La CRIIRAD tient à remercier l'association *Les Enfants de Tchernobyl* qui a apporté la plus grande part du financement de ce projet et les communes d'Erstein dans le Bas-Rhin, d'Aubure, de Breitenbach, de Durmenach, de Kruth et de Wolfgantzen dans le Haut-Rhin qui ont également apporté un soutien financier et dont les représentants ont pu participer à la réalisation des carottages sur le terrain, montrant ainsi tout leur intérêt au projet. Ce travail a été possible également grâce à la participation bénévole du Géologue André Paris auteur, avec la CRIIRAD, de l'ouvrage « Contaminations radioactives : atlas France et Europe » (Ed. Yves Michel, 2002).

### SOMMAIRE

		ANNEXES
<b>1. L'impact de Tchernobyl sur la France</b>	<b>4</b>	
1.1. Mensonges et incurie des autorités françaises	4	
1.2. Etablir les véritables niveaux de contamination	5	ANNEXE 1 : Prélèvements et mesures de terrain 20
<b>2. L'état des lieux initial de 1990-91</b>	<b>7</b>	
2.1. Objectifs	7	ANNEXE 2 : Protocole de traitement des échantillons et de mesure par spectrométrie gamma 22
2.2. Méthodologie	7	
2.3. Contamination des sols par le césium	7	ANNEXE 3 : Fiches individuelles de résultat par site 24
2.4. Répartition du césium dans les sols	8	
2.5. Conclusions	9	ANNEXE 4 : Résultat des mesures radiométriques de terrain 36
<b>3. Etat de la contamination des sols en 2014</b>	<b>10</b>	ANNEXE 5 : Contribution à la dose en 2014 38
3.1. Objectifs	10	
3.2. Méthodologie	10	
3.3. Radioactivité naturelle	11	REFERENCES 39
3.4. Radioactivité artificielle	13	
3.5. Conclusions	19	

<sup>1</sup> La période radioactive, ou demi-vie, est le temps nécessaire pour que l'activité soit divisée par 2. Après 2 périodes, elle est divisée par 4 ; après 3 périodes par 8 ; après 4 périodes par 16, etc.

# 1. L'impact de Tchernobyl sur la France

## 1.1. Mensonges et incurie des autorités françaises

Dans la nuit du 25 au 26 avril 1986, le réacteur numéro 4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl explose, projetant des quantités colossales de produits radioactifs à plus de 2 000 m d'altitude. La ville de Pripiat est évacuée le 27 avril, en début d'après-midi mais l'alerte n'est donnée que le 28 avril, lorsque la Suède détecte l'arrivée des masses d'air radioactif sur son territoire. Les rejets radioactifs restent massifs 10 jours durant, jusqu'au 5 mai, provoquant une contamination extrêmement intense, étendue et complexe, avec des variations fonction notamment de la distance, des directions des vents et de la pluviosité.

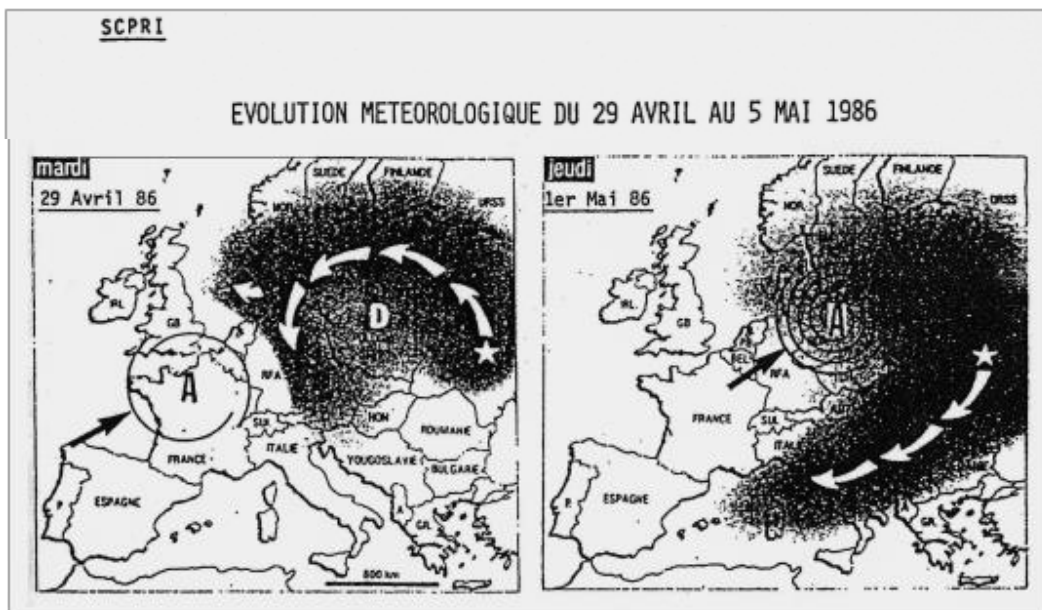
En France, la protection des populations contre les dangers des rayonnements est à la charge du SCPRI (Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants), un service qui dépend du ministère de la santé. Le directeur de ce service, le Pr Pierre Pellerin, publie le 29 avril un premier communiqué qui illustre parfaitement le discours tenu par les services officiels pendant toute la période de crise :

« Un accident sérieux s'est produit vraisemblablement samedi 26 avril en URSS (...) à 150 km au nord de Kiev. Il s'agit d'une **zone peu peuplée** et ce n'est que dans un rayon de **moins de 25 km vers le nord** que l'on **pourrait éventuellement relever des expositions significatives**. (...) En ce qui concerne les populations, il y a certes un problème d'hygiène publique, mais **pas de réel danger, et certainement pas plus loin que 10 à 20 km au nord de la centrale**. Il s'agit d'une fuite au moins équivalente à celle du réacteur UK de Windscale, dont la seule conséquence avait été la consommation du lait différée. Ceci montre bien que **les populations, localement, ne courent aucun risque**. »

« **En tout état de cause, la radioactivité susceptible de revenir en Europe occidentale, avec un certain délai à la suite de cet accident ne peut en aucun cas, compte tenu de la dilution, présenter de risque pour la santé publique.** »

Alors que les médias reprennent le communiqué du SCPRI, les panaches radioactifs viennent de franchir les frontières de la France. Le secret est total : la population se croit protégée par un bouclier anticyclonique (voir Carte 1). Dans la nuit du 30 avril au 1<sup>er</sup> mai, poussé par un journaliste de l'AFP qui lui apprend que le laboratoire de radioécologie de Monaco va annoncer que le nuage radioactif a atteint la principauté, le SCPRI reconnaît finalement « *une légère hausse de la radioactivité atmosphérique, non significative pour la santé publique* ». La communication officielle fluctue entre l'absence totale d'impact et l'élévation non significative. Le communiqué publié le 6 mai par le ministre de l'agriculture résume parfaitement la situation : « *Le territoire français, en raison de son éloignement, a été **totalemment épargné** par les retombées de radionucléides consécutives à l'accident de la centrale de Tchernobyl. A aucun moment les **hausse observées** de radioactivité n'ont posé le moindre problème d'hygiène publique* ».

Carte 1<sup>2</sup>



<sup>2</sup> Cartes extraites du communiqué récapitulatif du SCPRI du 2 juin 1986, intitulé « Accident de Tchernobyl » et signé « Pr Pierre Pellerin, Directeur du SCPRI. »

Le 8 mai 1986, le SCPRI publie la première carte de contamination des sols. A cette date, la quasi-totalité du dépôt s'est produite : les chiffres devraient donc être représentatifs de l'impact de Tchernobyl sur la France. Officiellement, le **dépôt moyen total** sur le territoire français est estimé à **407 Bq/m<sup>2</sup>** (ce chiffre inclut les 6 radionucléides principaux sur la vingtaine de produits radioactifs présents dans les retombées : iode 131, tellure 132, ruthénium 103, baryum 140, césium 137, césium 134). Sur un large quart nord-est, le SCPRI annonce une valeur légèrement plus élevée : **740 Bq/m<sup>2</sup>**. Sur l'ensemble du territoire, le dépôt moyen de **césium 137**, radionucléide dont la période radioactive est de 30 ans, est évalué à **8,5 Bq/m<sup>2</sup>**, soit 2,1% du total. Une carte par région, établie une semaine plus tard, permet d'estimer à **22 Bq/m<sup>2</sup>** le dépôt moyen de césium 137 sur les **sols alsaciens**.

Officiellement, la contamination est donc très faible. Aucune mesure n'est prise pour limiter les incorporations de radioactivité par les populations. Bien au contraire, les autorités insistent sur l'inutilité de toute action de protection, y compris pour les enfants et les femmes enceintes. Dans les communiqués qui se succèdent de fin avril à fin mai, et au-delà, une phrase clef revient systématiquement : « **Il faudrait imaginer des élévations dix mille à cent mille fois plus importantes pour que commencent à se poser des problèmes significatifs d'hygiène publique** ».

Bien après la phase de crise de mai 1986, dans un rapport à diffusion restreinte, à destination notamment de la communauté européenne qui se plaint de la rareté des données communiquées par la France, l'évaluation des dépôts au sol est complètement revue. **Basés sur des prélèvements effectués en juin-juillet 1986, les nouveaux chiffres sont de l'ordre de 100 fois plus élevés !** Pour la région Alsace, le dépôt de césium 137 n'est plus de 22 Bq/m<sup>2</sup> mais de ... **3 200 Bq/m<sup>2</sup>** ! Pour autant, aucune explication n'est donnée. Mieux encore, les cartes de contamination de mai 1986 disparaissent complètement des discours et des rapports officiels (la CRIIRAD s'est battue pendant 20 ans pour faire cesser la censure).

## 1.2. Etablir les véritables niveaux de contamination

Le groupe de scientifiques et de citoyens qui va créer la CRIIRAD se mobilise dès les jours qui suivent l'accident. Ils prélèvent divers échantillons et les confient pour analyse à l'Institut de Physique Nucléaire de Lyon. Au vu des niveaux de contamination, ils organisent dès le **10 mai 1986**, conjointement avec le Pr Béraud, une conférence de presse destinée à alerter sur la réalité de la contamination et sur la nécessité – et l'urgence – de prendre des mesures de protection, à l'instar de ce qui se fait en Italie ou en Allemagne. Libération titre alors sur « *le mensonge de Tchernobyl* ».

**Dès lors que la CRIIRAD dispose (fin 1986) de son propre laboratoire d'analyse, l'établissement des véritables niveaux de retombées fait partie de ses priorités.** Une première carte de France théorique de la contamination est établie à partir des trajectoires des panaches radioactifs et de la pluviosité des cinq premiers jours de mai 1986<sup>3</sup>. Des corrélations sont constatées avec les niveaux de contamination de certains bio-indicateurs, notamment le thym. A l'automne 1987, est mise au point, en collaboration avec l'Institut de Physique Nucléaire de Lyon, la technique de **prélèvement de sol par carottage de 5 cm d'épaisseur sur 40 cm de profondeur**. Cette méthodologie permet de restituer la répartition verticale de la contamination (et de renseigner sur la migration du césium), de calculer les activités surfaciques cumulées et de reconstituer *a posteriori* les dépôts de Tchernobyl. Grâce au césium 134, il est en effet possible de distinguer le pourcentage de césium 137 imputable à Tchernobyl de celui imputable aux retombées antérieures, celles des essais nucléaires militaires atmosphériques.

**En 1987-1988, une trentaine de sites sont évalués.** Les résultats permettent de documenter les ordres de grandeurs de la contamination et de confirmer que le tiers oriental de la France, de la Corse à l'Alsace-Lorraine, fait partie des régions les plus touchées de l'Europe occidentale. Les résultats montrent l'importance des retombées de Tchernobyl : en Corse, dans les Alpes-de-Haute-Provence, dans le Jura et dans le Bas Rhin, certains sites ont reçu des dépôts de **césium 137** supérieurs à 30 000 Bq/m<sup>2</sup> (32 000 Bq/m<sup>2</sup> à Strasbourg). Les **dépôts d'iode 131** étant 5 à 10 fois supérieurs aux dépôts de césium 137, ils ont dépassé **150 000 Bq/m<sup>2</sup>**, voire **300 000 Bq/m<sup>2</sup>**. En lessivant les panaches radioactifs, la pluie de fin avril à début mai 1986 a joué un rôle majeur dans l'intensification des dépôts. Les premiers résultats suggèrent que la pluie a pu multiplier par 10 les activités surfaciques : les « moyennes régionales » établies par le SCPRI sur la base d'un seul prélèvement n'ont aucun sens.

La CRIIRAD a alors sollicité les collectivités territoriales afin d'établir des cartes de contamination représentatives. Il fallait aller vite car, à terme, la disparition progressive du césium 134 (dont la période radioactive est de 2 ans) ne permettrait plus de distinguer le césium 137 de Tchernobyl du césium 137 antérieur. **La réponse positive du Conseil régional d'Alsace va permettre d'obtenir pour cette région une information sans équivalent au niveau national.**

---

<sup>3</sup> La CRIIRAD a acheté ces données à la Météorologie nationale pour l'ensemble des stations françaises.

Carte 2 : Localisation des sites de carottage des études de 1990-91, 1998 et 2014.



## 2. L'ÉTAT DES LIEUX DE 1990-91

### 2.1. Objectifs

L'étude devait permettre de caractériser l'état radiologique des sols alsaciens à partir de la mesure des radionucléides artificiels émetteurs gamma. Cet état des lieux servirait ainsi de référence en cas de nouvelle contamination et pour le suivi des mécanismes de transfert et de migration en profondeur de la contamination.

L'étude avait également pour objectif d'évaluer l'activité surfacique des césiums 137 et 134 et de cartographier a posteriori l'intensité et la répartition des retombées de Tchernobyl sur la région Alsace.

Le protocole de prélèvement (par tranche de 5 cm d'épaisseur jusqu'à 40 cm de profondeur) devait permettre de déterminer la répartition de la contamination dans le profil de sol, en distinguant la contamination imputable à Tchernobyl de la rémanence des dépôts consécutifs aux essais nucléaires militaires.

### 2.2. Méthodologie

De janvier 1990 à mars 1991, des prélèvements de sol ont été réalisés sur 66 communes alsaciennes dont la répartition permet de couvrir de façon homogène le territoire (voir Carte 2). Les stations d'échantillonnage ont été choisies en privilégiant la proximité des stations météorologiques de manière à pouvoir effectuer, le cas échéant, des corrélations avec la pluviométrie. En effet, la pluie a joué un rôle primordial dans l'intensité des retombées de Tchernobyl en lessivant les masses d'air contaminées et en entraînant au sol les particules et les radionucléides transportés.

En outre, le choix des terrains devait satisfaire, dans la mesure du possible, aux critères suivants :

- Terrain plat.
- Terrain n'ayant pas subi de remaniement depuis l'accident de Tchernobyl.
- Terrain dégagé, dépourvu de végétation pérenne.
- Terrain non soumis aux prélèvements de végétation (ni cultivé, ni pâturé)

Il s'agissait d'exclure les prélèvements en zone d'accumulation (point bas, sous-sol forestier, etc.) et de déperdition des radionucléides (point haut, zone cultivée avec retrait de la végétation) de façon à obtenir une reconstitution fiable des dépôts de 1986.

Les prélèvements de sols ont été réalisés par carottage en trois points distants d'environ 1 mètre. Les couches de sols ont été prélevées par tranches de cinq centimètres sur une profondeur de quarante centimètres, à l'aide d'un tube de carottage gradué de 68 mm de diamètre.

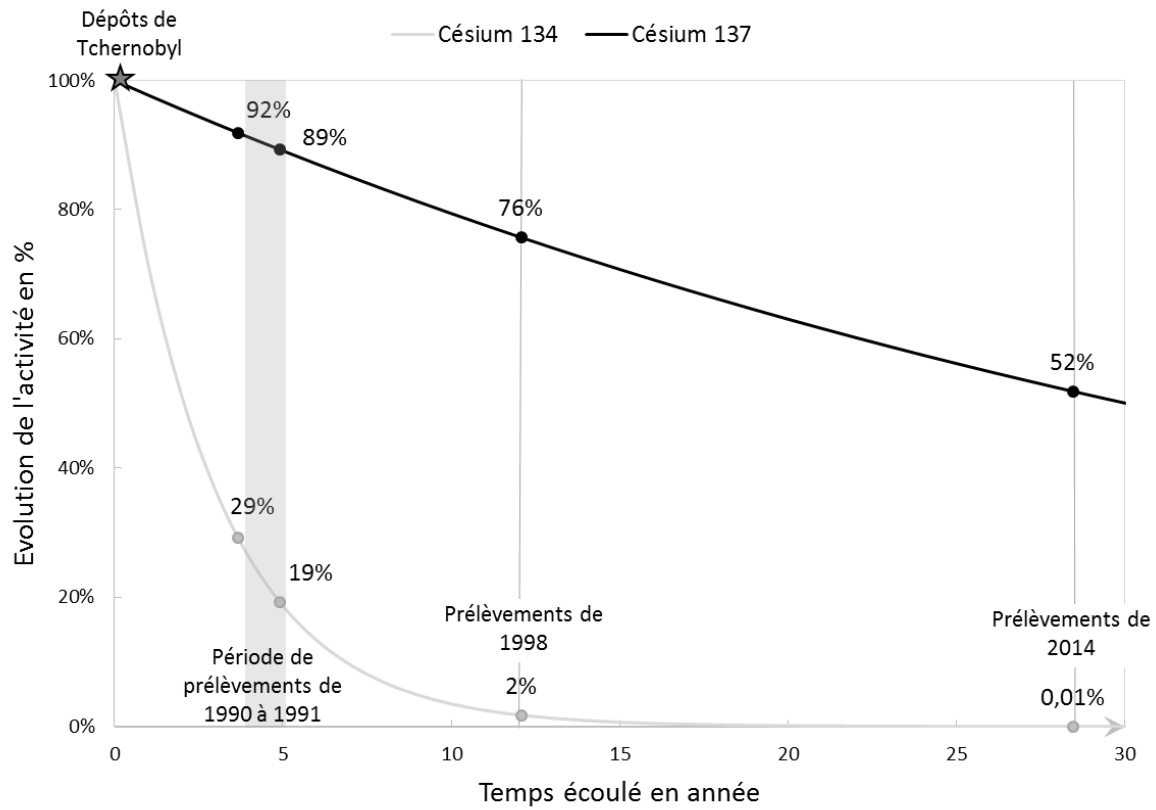
### 2.3. Contamination des sols par le césium

Les résultats des analyses par spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD ont permis de détecter deux radionucléides artificiels dans les sols alsaciens, le césium 134 et le césium 137. Ces deux radionucléides étaient à la fois présents dans les rejets de Tchernobyl et dans les retombées des essais nucléaires atmosphériques. En effet, de 1945 à 1980, plus de 500 essais nucléaires atmosphériques ont été réalisés par la Russie, les Etats-Unis, la Grande-Bretagne, la France et la Chine. Chaque explosion a libéré dans l'environnement de grandes quantités de radioactivité dont les césiums 134 et 137, provoquant une contamination globale au niveau de chaque hémisphère.

Etant donné la courte période radioactive du césium 134 (2 ans), sa présence dans les sols en 1990-91 était entièrement imputable à Tchernobyl et constituait ainsi un marqueur spécifique. Cependant, en fonction de la date exacte du prélèvement, la quantité détectée ne représentait plus que 19 à 29 % du césium 134 déposé en 1986 du fait de sa décroissance radioactive (voir Figure 1).

Le césium 137 ayant une période radioactive de 30 ans, 89 à 92 % du césium 137 déposé en 1986 était toujours présent dans les sols en 1990-91 (voir Figure 1). Aux retombées de Tchernobyl s'ajoutait également la contamination résultant des essais militaires atmosphériques. La présence du césium 134 comme marqueur spécifique de Tchernobyl a permis d'estimer la part de césium 137 imputable aux retombées de Tchernobyl. Il est ainsi apparu que 58 % en moyenne du césium 137 mesuré en 1990-91 dans les sols alsaciens provenaient des retombées de Tchernobyl, le reste pouvant être principalement attribué aux retombées des essais nucléaires particulièrement intenses dans les années 50-60.

Figure 1 : Evolution de l'activité des césiums 134 et 137 au cours du temps selon la loi générale de décroissance radioactive<sup>4</sup>.



Les retombées en césium 137 imputables à Tchernobyl étaient comprises entre **979 Bq/m<sup>2</sup>** pour Meyenheim (Haut-Rhin) et **30 261 Bq/m<sup>2</sup>** pour Diebolsheim (Bas-Rhin) ce qui traduisait une forte variabilité entre les stations. Les résultats sont présentés sur la Carte 3 (page 40). La situation des deux départements est assez comparable. La **moyenne** régionale s'établissait à **6 580 Bq/m<sup>2</sup>**.

Ces évaluations doivent être considérées comme des évaluations *a minima*. En effet, elles ne tiennent compte que de la diminution de l'activité du césium 137 par décroissance physique. Or, il faut tenir compte des phénomènes d'appauvrissement des sols par transferts. En comparant les résultats obtenus sur 11 sites alsaciens déjà échantillonnés par carottage en 1988, la CRIIRAD a pu évaluer à 36 % en moyenne le taux de perte du césium 137. En appliquant ce facteur correctif à l'ensemble des résultats, l'évaluation des dépôts initiaux conduirait à une activité moyenne de **9 000 Bq/m<sup>2</sup>**. Sachant que 2 ans s'étaient déjà écoulés entre Tchernobyl et les prélèvements de 1988 et en appliquant le même taux de déperdition, la moyenne des dépôts serait plutôt de l'ordre de **12 000 Bq/m<sup>2</sup>**.

## 2.4. Répartition du césium dans les sols

L'analyse des échantillons de sol de 1990-91 a montré que 69 % en moyenne du césium 137 total (Tchernobyl et essais nucléaires) se trouvaient dans les dix premiers centimètres du sol et 89 % dans les vingt premiers centimètres. Ainsi, 10 % seulement du césium avaient migré à une profondeur supérieure à 20 cm.

Le césium 137 imputable aux retombées de Tchernobyl était localisé à plus de 90 % dans les dix premiers centimètres de sol. Dans seulement 6 sites sur 66, le césium de Tchernobyl était mesurable à plus de 20 cm.

<sup>4</sup> Loi générale de décroissance  $A_t = A_0 \cdot e^{-\frac{\ln 2}{T}t}$ , où  $A_t$  est l'activité au temps  $t$ ,  $A_0$  l'activité initiale,  $t$  le temps écoulé et  $T$  la demi-vie du radionucléide.



## 2.5. Conclusions

- **Sur les retombées de Tchernobyl**

L'étude menée par le laboratoire de la CRIIRAD a permis de rectifier les cartes officielles de la contamination des sols. Les dépôts radioactifs qui se sont produits de fin avril à début mai 1986 ont été très hétérogènes, d'un facteur 1 à 30, avec des variations importantes à quelques dizaines de kilomètres de distance. Le choix du SCPRI d'établir la moyenne régionale sur la base d'une seule station de mesure, sélectionnée en outre pour sa proximité avec la centrale nucléaire de Fessenheim et non pas pour sa représentativité, était donc particulièrement condamnable, tant sur le plan scientifique que sanitaire.

La communauté Européenne considérait que les zones ayant subi des retombées en césium 137 supérieures à 10 000 Bq/m<sup>2</sup> devaient être classées parmi les plus contaminées d'Europe de l'Ouest. Une partie importante de l'Alsace entrait dans cette catégorie.

Sur la base des évaluations de 1987-88 et 1990-91, on peut retenir pour **l'Alsace**, un **dépôt moyen de césium 137** de l'ordre de **10 000 Bq/m<sup>2</sup>**, avec des **maxima supérieurs à 30 000 Bq/m<sup>2</sup>** (et des valeurs probablement supérieures à 40 000, voire à 50 000 Bq/m<sup>2</sup> dans les sols forestiers et d'altitude qui n'étaient pas retenus dans l'étude). La valeur de 10 000 Bq/m<sup>2</sup> est **450 fois supérieure** à l'évaluation publiée par le SCPRI pendant la période de crise, celle où il est essentiel de connaître l'ordre de grandeur de la contamination afin de déterminer s'il est nécessaire d'intervenir pour protéger la population. A 22 Bq/m<sup>2</sup>, les risques sanitaires étaient très limités. A 10 000 Bq/m<sup>2</sup>, il était indispensable d'agir. Et ce d'autant plus que s'ajoutait au césium 137 la contribution d'autres radionucléides préoccupants sur le plan sanitaire, notamment le **césium 134** (dépôt moyen de **5 000 Bq/m<sup>2</sup>**) et surtout **l'iode 131**. Ce radionucléide était présent dans les dépôts à des niveaux 5 à 10 fois supérieurs à ceux du césium 137 (variations selon les sources et l'intensité de la pluviosité). Le **dépôt moyen d'iode 131 sur l'Alsace** était donc de l'ordre de **50 000 à 100 000 Bq/m<sup>2</sup>**, et de nombreux secteurs ont reçu plusieurs centaines de milliers de becquerels d'iode 131 par mètre carré de sol.

- **Sur les mesures de protection**

**Dès le 29 avril, avant même de disposer d'éléments d'appréciation, le SCPRI affirmait que Tchernobyl ne poserait aucun problème en France. Cette position a été maintenue tout au long de la période de crise<sup>5</sup>.**

Afin d'apprécier, d'un point de vue officiel, la justification de cette position, les outils de gestion de crise développés à l'époque par le National Radiological Protection Board (NRPB)<sup>6</sup>, l'équivalent britannique du SCPRI, ont été utilisés. Il s'agit d'outils prédictifs permettant de déterminer, à partir des niveaux de contamination mesurés, si la dose de rayonnement prise en référence risque d'être dépassée, auquel cas, la mise en œuvre de mesures de protection s'imposerait. Les limites dérivées définies pour le **dépôt initial de produits radioactifs sur les sols** permettent ainsi de déterminer s'il est nécessaire, ou pas, d'interdire la consommation de **lait** ou de restreindre la consommation des **légumes verts**, deux des aliments à risque en cas de contamination. D'après les évaluations du NRPB, qui se référait à une **dose à la thyroïde de 50 mSv<sup>7</sup>**, un dépôt d'iode 131 supérieur à **13 000 Bq/m<sup>2</sup>** justifiait de prendre des mesures d'interdiction du lait frais afin de protéger **les enfants en bas âge, les femmes enceintes et allaitantes**. Cette limite était très largement dépassée sur la quasi-totalité de l'Alsace. Pour les enfants de 10 ans, la limite justifiant l'interdiction était de 35 000 Bq/m<sup>2</sup> et pour les adultes de 98 000 Bq/m<sup>2</sup>. On mesure ici la responsabilité des autorités françaises qui ont maintenu qu'il aurait fallu des élévations au moins 10 000 fois supérieures pour que des mesures de protection soient envisagées !

Les évaluations de dose effectuées a posteriori par le laboratoire de la CRIIRAD ont montré que la voie prédominante d'exposition des populations était l'ingestion d'aliments contaminés (bien avant l'inhalation et l'exposition externe). Il était donc facile d'agir pour limiter fortement l'exposition des personnes, en particulier celle des groupes critiques (enfants, populations rurales de la moitié Est de la France, régimes alimentaires à risque...).

<sup>5</sup> La seule mesure de protection prise sur le territoire français – l'interdiction des épinards en Alsace (interdiction très tardive et trop limitée tant sur le plan géographique que sur la nature des produits à risque) – a été condamnée par le SCPRI.

<sup>6</sup> Derived Emergency reference levels for the introduction of countermeasures in the early to Intermediate phases of emergencies involving the release of radioactive materials to atmosphere, NRPB – DL 40, mars 1986.

<sup>7</sup> Une dose à la thyroïde de 50 mSv était déjà élevée en 1986, elle serait inacceptable aujourd'hui, au vu de l'augmentation massive des cancers de la thyroïde, en particulier chez les plus jeunes enfants. A noter qu'en France, pour le public et l'impact des installations nucléaires en fonctionnement normal, la limite de dose à la thyroïde était d'ailleurs de 15 mSv/an.

## 3. Etat de la contamination des sols en 2014

### 3.1. Objectifs

La première étude de 1990-91 a été complétée, en 1998, par un suivi de l'évolution de la contamination en césiums 137 et 134 sur 28 sites parmi les 66 initialement étudiés. Cette seconde étude a permis de mettre en évidence une diminution de l'activité en césium 137 dans les sols globalement supérieure à la seule décroissance radioactive. Ces résultats ont permis d'obtenir un ordre de grandeur des facteurs correctifs qu'il est nécessaire d'appliquer lorsque l'on cherche à reconstituer l'intensité des retombées par des carottages de sol effectués plusieurs années après la contamination initiale.

Environ 30 ans après l'accident de Tchernobyl, soit la période radioactive du césium 137, nous souhaitons à travers la campagne de 2014 répondre aux objectifs suivants :

- Déterminer le niveau de contamination résiduelle en césium 137 des sols alsaciens.
- Etudier l'évolution de la contamination et de la répartition en fonction de la profondeur du césium 137 par rapports aux suivis antérieurs.
- Disposer d'une caractérisation actualisée de l'activité massique des principaux radionucléides naturels et artificiels émetteurs gamma dans les sols qui tiennent compte des contaminations potentielles intervenues depuis 1998 (par exemple les retombées de Fukushima). En cas de contaminations futures, il est important de disposer d'un état de référence actualisé qui permet, par comparaison, d'évaluer leur impact.

### 3.2. Méthodologie

Parmi les **28 sites** étudiés en **1998**, ceux dont les retombées de Tchernobyl en césium 137 étaient supérieures à 5 000 Bq/m<sup>2</sup> ont été retenus par le laboratoire de la CRIIRAD pour l'étude de suivi de 2014. Ainsi 21 sites ont été proposés à l'association Les Enfants de Tchernobyl qui s'est alors lancée dans la recherche de financements. Le Conseil régional d'Alsace, les Conseils généraux du Bas-Rhin et du Haut-Rhin et chaque commune proposée ont été sollicités. Le Conseil régional et les Conseils généraux n'ont pas souhaité soutenir le projet et **seules 6 communes** ont manifesté leur intérêt pour cette étude et ont donc fait l'objet d'un prélèvement de sol. Il s'agit des communes **d'Erstein** dans le Bas-Rhin, **d'Aubure**, de **Breitenbach**, de **Durmenach**, de **Kruth** et de **Wolfgantzen** dans le Haut-Rhin.

L'emplacement précis des sites échantillonnés en 1998 a été systématiquement recherché et réutilisé dans la mesure du possible afin d'obtenir des données parfaitement comparables<sup>8</sup>. En 2014, grâce aux relevés des coordonnées GPS de 1998, les points de prélèvement ont pu être précisément recherchés. Les prélèvements et les mesures radiométriques ont ainsi pu être réalisés aux mêmes emplacements.

La mission d'octobre 2014 a été conduite par Mr Christian Courbon, technicien du laboratoire de la CRIIRAD spécialiste des investigations de terrain (qui avait effectué les prélèvements des campagnes antérieures) et Mr André Paris, géologue indépendant et auteur, avec la CRIIRAD, de l'ouvrage « Contamination radioactives : Atlas France et Europe ».

Sur chaque site, les opérations suivantes ont été effectuées :

- Recherche du site retenu pour l'étude de 1998.
- Mesure de l'activité surfacique rémanente en césium 137 au moyen d'un spectromètre portatif posé au contact du sol dans l'environnement proche du carottage. Ce travail effectué par Mr André Paris a montré que le point choisi pour le carottage était représentatif de la zone étudiée (cf. ANNEXE 4).
- Mesure du débit d'équivalent de dose et du flux de rayonnement gamma au contact et à un mètre du sol (cf. ANNEXE 4).
- Réalisation d'un carottage en 3 points sur une profondeur de 50 cm<sup>9</sup> et recueil des strates de 0 à 5 cm, de 5 à 10 cm, de 10 à 20 cm, de 20 à 30 cm, de 30 à 40 cm et de 40 à 50 cm.

Les carottages de sols ont ensuite été traités au laboratoire de la CRIIRAD à Valence selon la procédure présentée en ANNEXE 2. Les activités massiques des principaux radionucléides artificiels et naturels émetteurs gamma ont été déterminées par spectrométrie gamma sur matière sèche conditionnée en Marinelli 500 cc. Les résultats détaillés pour chaque site et chaque strate sont reproduits en ANNEXE 3.

<sup>8</sup> Pour l'étude de 1998, il n'a cependant pas été possible de retrouver précisément les sites de 1990-91, dans 7 cas.

<sup>9</sup> La profondeur du carottage a été portée à 50 cm dès le suivi de 1998 afin de tenir compte de l'éventuelle migration en profondeur du césium. La profondeur du carottage pour le site de Kruth n'atteint que 30 cm en raison de la présence de nombreux cailloux dans les horizons plus profonds.

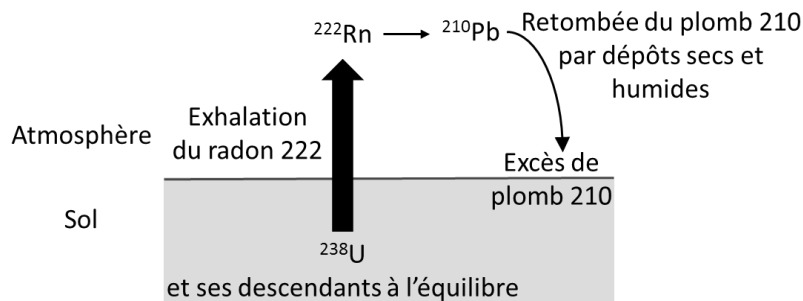
### 3.3. Radioactivité naturelle

Le tableau 1 présente la synthèse des résultats obtenus sur chacun des 6 sites évalués en 2014. Cette synthèse reprend l'activité moyenne de l'ensemble du carottage (moyenne des 6 strates analysées pour chaque site excepté Kruth ou la moyenne porte sur les 4 strates prélevées). L'établissement de moyennes sur l'ensemble du profil de sol est cohérent car les activités des radionucléides d'origine naturelle, à l'exception du plomb 210, sont homogènes (cf. ANNEXE 3).

Site de prélèvement	Chaîne de l'uranium 238			Chaîne du thorium 232		Potassium 40
	Uranium 238 (Thorium 234)	Radium 226 (Plomb et bismuth 214)	Plomb 210	Actinium 228	Plomb 212	
Aubure	45 ± 5	48 ± 2	58 ± 22	34 ± 2	33 ± 1	1 007 ± 72
Breitenbach	75 ± 8	73 ± 3	77 ± 19	100 ± 3	99 ± 2	1 408 ± 37
Durmenach	49 ± 5	47 ± 3	57 ± 12	46 ± 2	48 ± 2	344 ± 12
Erstein	43 ± 6	53 ± 5	51 ± 13	47 ± 2	45 ± 2	502 ± 20
Kruth	122 ± 33	70 ± 9	108 ± 94	51 ± 4	53 ± 5	1 010 ± 141
Wolfgangzen	21 ± 3	25 ± 1	27 ± 6	22 ± 2	22 ± 1	398 ± 14

**Tableau 1 : Activités moyennes de l'uranium 238 et de ses descendants, de l'actinium 228 et du plomb 212 (descendants du thorium 232) et du potassium 40 sur les différents sites de prélèvement (exprimées en Bq/kg sec). L'incertitude associée à la moyenne correspond à l'écart-type des mesures.**

Pour le plomb 210, un excès d'activité par rapport au reste de la chaîne de l'uranium 238 est visible dans la strate de surface (de 0 à 5 cm) sur chaque site étudié, comme l'illustre la figure 2, page suivante. Ce phénomène d'excès, déjà observé par de nombreux scientifiques (Greeman & Rose, 1990 ; Von Gunten *et al.*, 1996) provient de l'existence du radon 222 gazeux, descendant de l'uranium 238. Ce radionucléide va migrer des sols vers l'atmosphère et va donner naissance lors de sa désintégration à des radionucléides solides qui vont se redéposer à la surface du sol et ainsi enrichir les horizons de surface (voir schéma ci-dessous).



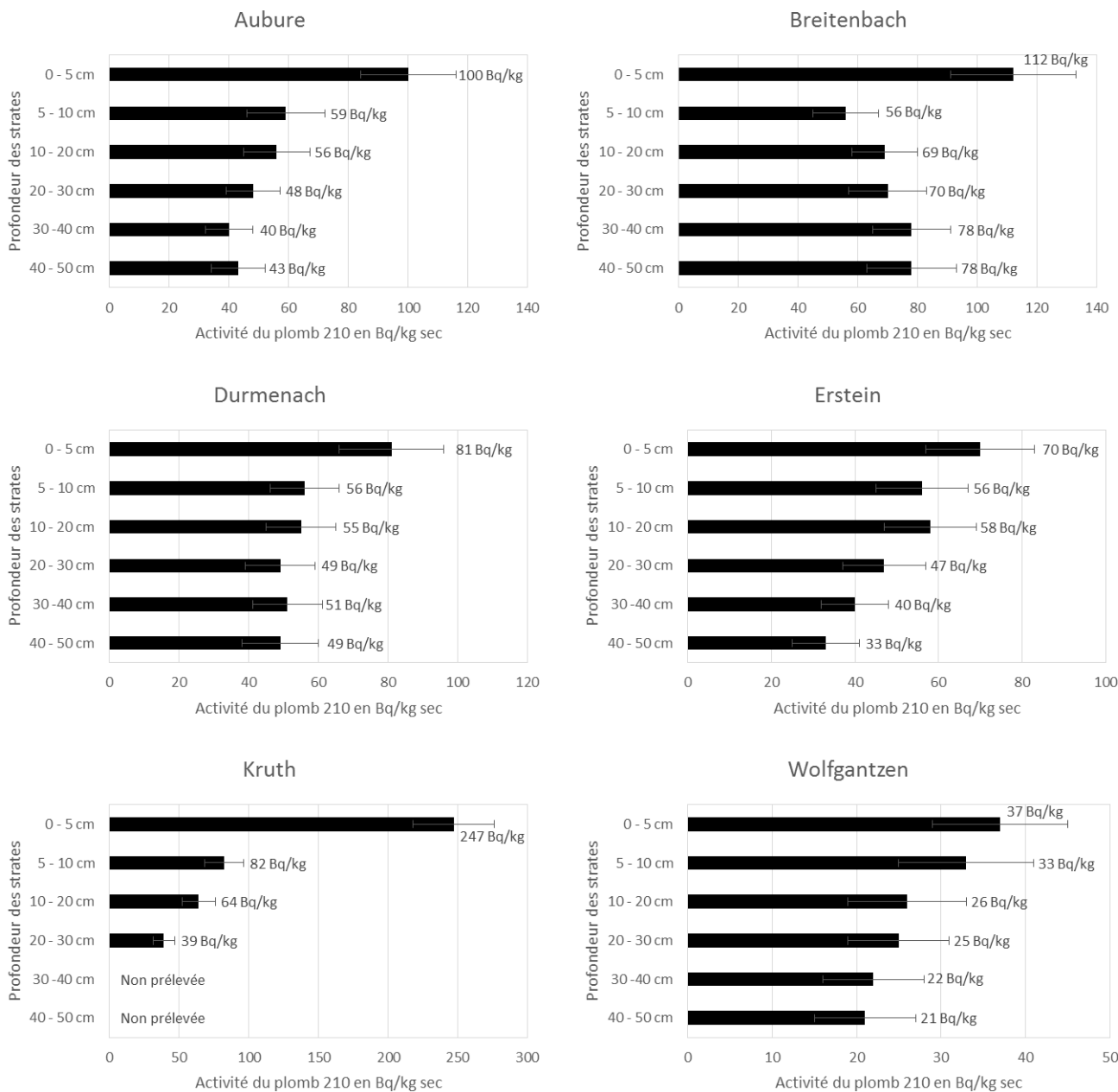
Les teneurs moyennes des sols en radionucléides naturels sont légèrement supérieures aux valeurs moyennes de l'écorce terrestre (35 Bq/kg pour l'uranium 238, 30 Bq/kg pour le thorium 232 et de 140 à 850 Bq/kg pour le potassium 40) mais sont compatibles avec les gammes de variabilité présentées par l'UNSCEAR (2000). Les sites de Breitenbach et de Kruth sont situés sur un substrat granitique ce qui explique des activités deux fois supérieures à l'activité moyenne de la croûte terrestre. Ces activités restent cependant cohérentes avec les activités rencontrées dans des régions granitiques (Tzortzis, M., Tsertos, H., 2004).

Sur tous les sites, à l'exception de Kruth, les radionucléides de la chaîne de décroissance de l'uranium 238 (uranium 238 et radium 226) et du thorium 232 (actinium 228 et plomb 212) sont à l'équilibre (aux marges d'incertitude près), c'est-à-dire que l'activité des descendants est égale à l'activité de l'élément père.

Le site de Kruth présente un léger excès d'uranium 238 par rapport à ses descendants directs. En effet, l'activité moyenne de l'uranium 238, estimée à partir de son descendant le thorium 234, est de  $122 \pm 33$  Bq/kg alors que l'activité moyenne du radium 226 est de  $70 \pm 9$  Bq/kg. La présence d'un gisement uranifère ayant fait l'objet d'une prospection à environ 1,5 km du point de prélèvement d'après la carte géologique du site et 1 km d'après les indications fournies par les riverains à Mr André Paris pourrait être à l'origine de l'excès d'uranium 238 mesuré. Une étude plus approfondie de l'historique, de la géologie, de l'hydrologie du site et de la nature du sol permettrait de mieux appréhender les phénomènes responsables de la concentration de l'uranium dans le sol.

Les profils d'activité du plomb 210 en fonction de la profondeur sont présentés sur la figure 2. L'apport de plomb 210 d'origine atmosphérique est visible sur tous les profils. En revanche, on observe pour le site de Breitenbach une légère tendance à l'augmentation de l'activité dans les strates inférieures. Ce profil atypique pourrait résulter d'un remaniement du sol<sup>10</sup>.

Figure 2 : Activité du plomb 210 en Bq/kg sec en fonction de la profondeur des strates.



NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

<sup>10</sup> Ce résultat confirme les observations faites sur le terrain et au laboratoire : la présence de matière noire dans les strates de 30 à 50 cm de l'une des carottes et des différences d'aspect entre les mêmes strates des trois carottes nous avaient alerté sur la particularité de ce site.

### 3.4. Radioactivité artificielle

#### 3.4.1. Américium 241

L'américium 241 est un émetteur alpha et gamma de période radioactive égale à 432,7 ans. Il a été détecté dans la strate de **0 à 5 cm** de l'échantillon de sol prélevé à **Kruth** avec une activité de **0,96 ± 0,35 Bq/kg sec** alors que son activité est inférieure à la limite de détection dans tous les autres échantillons prélevés en octobre 2014 (< 0,1 à < 0,4 Bq/kg sec). Il n'avait été détecté dans aucun des échantillons de sol prélevés en 1998.

Ce transuranien étant souvent associé à la présence de plutonium, la CRIIRAD a demandé au laboratoire SUBATECH de rechercher les principaux isotopes du plutonium dans la strate 0 à 5 cm du sol prélevé à Kruth. Ces analyses ont confirmé la présence d'isotopes émetteur alpha du plutonium : **plutonium 239-240 (1,9 ± 0,4 Bq/kg sec)**. Des mesures complémentaires sont en cours pour déterminer l'activité du **plutonium 238**. L'activité du **plutonium 241** (émetteur bêta) est inférieure à la limite de détection (< 7,4 Bq/kg sec). Ce résultat ne permet pas de confirmer l'hypothèse d'une augmentation de l'activité de l'américium 241 au cours du temps par décroissance du plutonium 241. Ce radionucléide de période 14,4 ans se désintègre en effet en donnant naissance à l'américium 241. Ces différents transuraniens (américium 241 et isotopes du plutonium) peuvent provenir des retombées des essais nucléaires atmosphériques particulièrement intenses dans les années 50-60.

#### 3.4.2. Césium 134

Le césium 134 n'a été détecté dans aucun échantillon de sol. Compte tenu de sa période radioactive relativement courte (2 ans) la quantité de césium 134 encore présente dans les sols correspond à 0,01% du césium 134 déposé lors des retombées de Tchernobyl (voir Figure 1). L'activité du césium 134 étant inférieure aux limites de détection (de < 0,1 à < 0,2 Bq/kg sec) il n'est pas possible de mettre en évidence l'impact résiduel des retombées de Fukushima survenues suite à la catastrophe de mars 2011<sup>11</sup>. En effet, sans ce marqueur, on ne peut discriminer le césium 137 provenant des retombées de Fukushima du césium 137 antérieur.

#### 3.4.3. Césium 137

Lors de l'étude de 2014, le césium 137 est détecté dans tous les échantillons de sol à des teneurs comprises entre 1,0 ± 0,4 Bq/kg sec pour la strate de 40 à 50 cm du site de Durmenach et 143 ± 15 Bq/kg sec pour la strate de 0 à 5 cm du site de Kruth.

La figure 3, page suivante, présente pour chaque site, les activités massiques mesurées aux différentes profondeurs de prélèvement. Afin de pouvoir comparer les sites, les graphiques sont représentés avec une ordonnée à la même échelle. Les activités les plus élevées sont mesurées dans les horizons de surface et décroissent avec la profondeur sur tous les sites à l'exception de Breitenbach.

Le Tableau 2 ci-dessous présente la répartition en profondeur du césium 137 pour les 5 sites exploitables. Les pourcentages sont calculés par rapport à l'activité surfacique totale du site considéré.

Site de prélèvement	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Activité surfacique totale (Bq/m <sup>2</sup> )
Aubure	29%	26%	25%	14%	3%	3%	8 706 ± 1 210
Durmenach	23%	26%	35%	7%	6%	3%	6 927 ± 1 049
Erstein	24%	23%	30%	13%	6%	4%	4 984 ± 776
Kruth	53%	31%	13%	3%	Non prélevée	Non prélevée	8 846 ± 1 015
Wolfgantzen	27%	26%	26%	13%	5%	3%	5 401 ± 808
<b>Moyenne</b>	<b>31%</b>	<b>26%</b>	<b>26%</b>	<b>10%</b>	<b>5%</b>	<b>3%</b>	<b>6 973 ± 972</b>

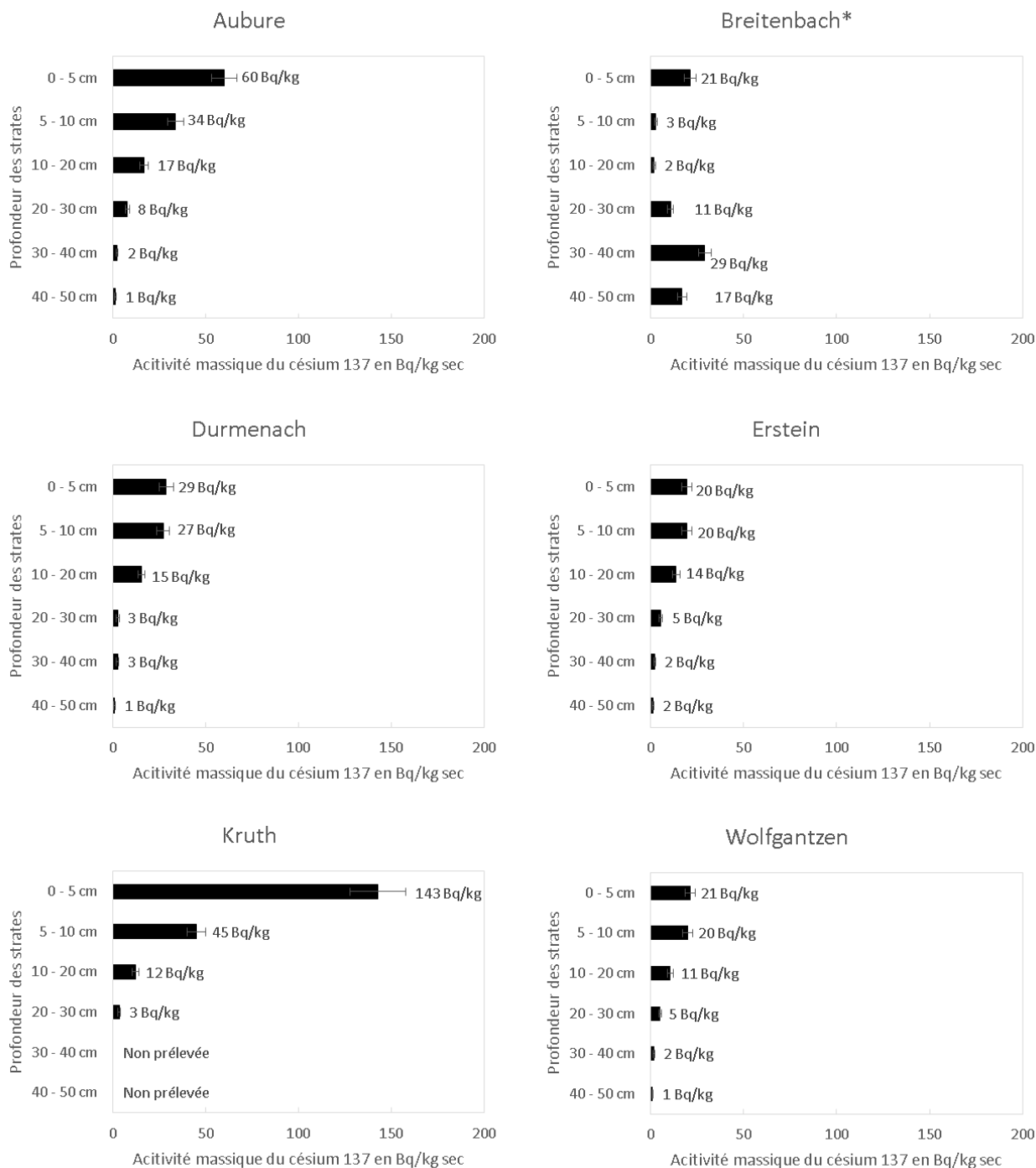
**Tableau 2 : Répartition du césium 137 en fonction de la profondeur dans les sols étudiés en 2014.**

<sup>11</sup> La catastrophe nucléaire de Fukushima a conduit à des rejets massifs de radionucléides artificiels à partir du 12 mars 2011, dont les césiums 134 et 137, l'iode 131, etc. Les masses d'air contaminé ont atteint le territoire français durant la 4<sup>ème</sup> semaine du mois de mars 2011 et ont entraîné une contamination faible mais mesurable des précipitations et un transfert au sol et à certaines denrées. Dans les retombées analysées sur le territoire français, le radionucléide prépondérant était l'iode 131, de période courte (8 jours). Les césiums 137 et 134 étaient également détectables à un niveau nettement inférieur à celui de l'iode 131. L'activité du césium 134 était proche de celle du césium 137. Suite aux dépôts, le césium 134 se désintègre plus rapidement que le césium 137 du fait de sa période radioactive plus courte (2 ans). A la date des prélèvements de sol pour cette étude, le césium 134 potentiellement présent dans les sols ne correspond qu'à 30 % du césium 134 total déposé suite aux retombées de Fukushima.

On retrouve en moyenne 82 % du césium 137 dans les 20 premiers centimètres de sol. Cette répartition peut être comparée à celle de 1998 où, sur les 28 sols analysés, 86 % du césium 137 était compris dans les 20 premiers centimètres.

L'examen du site de Breitenbach confirme l'anomalie identifiée sur le plomb 210. En effet, le profil d'activité de ce sol est tout à fait particulier. L'activité décroît de la strate de surface à la strate de 10 à 20 cm, puis elle augmente jusqu'à atteindre une valeur de  $29 \pm 4$  Bq/kg sec dans la strate de 30 à 40 cm qui est du même ordre de grandeur que l'activité de la strate de surface ( $21 \pm 3$  Bq/kg sec). Du fait d'un probable remaniement du sol, le site de Breitenbach est inexploitable pour étudier le suivi de la migration du césium 137 dans les sols.

**Figure 3 : Répartition de l'activité du césium 137, en 2014, en fonction de la profondeur de sol (exprimée en Bq/kg sec).**



\*Le profil de sol du site de Breitenbach est tout à fait particulier du fait d'un probable remaniement.

NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

### Evolution des activités surfaciques en césium 137

Les calculs de décroissance radioactive selon la loi générale de décroissance (voir schéma de décroissance théorique Figure 1) conduisent à une diminution théorique de l'activité de 15 à 18% entre 1990-91 et 1998, de 32 % entre 1998 et 2014 et de 42 à 44 % de 1990-91 à 2014, du seul fait de la désintégration radioactive du césium 137.

Les activités surfaciques cumulées sur 50 cm (30 cm pour le site de Kruth, les strates inférieures n'ayant pu être carottées) varient, en 2014, de  $4\,984 \pm 776$  Bq/m<sup>2</sup> à  $8\,846 \pm 1\,015$  Bq/m<sup>2</sup>.

L'étude de l'évolution de l'activité surfacique du césium 137 entre 1990-91 et 2014 est présentée dans le tableau 3.

**Tableau 3 : Activités surfaciques du césium 137 (en Bq/m<sup>2</sup>), mesurée en 1990-91, en 1998 et en 2014 et taux de diminution observé\*.**

Sites de prélèvement	<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990-91	<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	Taux de diminution* de 1998	<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	Taux de diminution* de 2014
Aubure	17 019 ± 2 053	13 801 ± 1 985	<b>19%</b>	8 706 ± 1 210	<b>37%</b>
Breitenbach	14 230 ± 1 786	4 108 ± 937	<b>71%</b>	10 948 ± 1 578	-
Durmenach	15 730 ± 1 841	11 636 ± 1 688	<b>26%</b>	6 927 ± 1 049	<b>40%</b>
Erstein	15 894 ± 1 909	8 741 ± 1 311	<b>45%</b>	4 984 ± 776	<b>43%</b>
Kruth	23 604 ± 2 781	11 619 ± 1 636	<b>51%</b>	8 846 ± 1 015	<b>24%</b>
Wolfgantzen	9 285 ± 1 148	5 887 ± 895	<b>37%</b>	5 401 ± 808	<b>8%</b>
<b>Moyenne</b>			<b>41%</b>		<b>31%</b>

\* Le taux de diminution correspond au rapport entre l'activité initiale et l'activité mesurée. Pour l'étude de 1998 l'activité mesurée en 1990-91 a été prise comme activité initiale. Pour l'étude de 2014 c'est l'activité mesurée en 1998 qui a été prise comme activité initiale.

Entre 1990-91 et 1998, les résultats obtenus montrent une diminution nettement supérieure à la diminution attendue, de l'ordre de 41% en moyenne au lieu de 15 à 18%. Sur les 28 sites étudiés en 1998, la moitié présente une diminution supérieure à la moyenne de 41%. Différentes hypothèses de transfert peuvent expliquer ces diminutions, notamment l'exportation du césium du fait du ruissellement, le transfert à la flore et à la faune, la lixiviation ou le lessivage du césium.

Entre 1998 et 2014, le taux de diminution observé est compris entre 8 et 40% avec une moyenne de 31%. Compte tenu des marges d'incertitude, les diminutions constatées sont globalement compatibles avec le taux de diminution attendue du seul fait de la décroissance radioactive du césium 137, de 32 %.

Ceci pourrait suggérer que le césium 137 ait été présent sous une forme plus mobilisable au cours des 12 premières années, le taux d'exportation semblant être plus important entre 1990-91 et 1998 qu'entre 1998 et 2014. Le césium restant serait présent sous une forme moins mobilisable, sa disparition actuelle résulterait alors principalement de sa décroissance radioactive. Une étude complémentaire basée sur un nombre de stations plus important et incluant une caractérisation physico-chimique des sols serait nécessaire pour confirmer cette tendance sur les autres sites étudiés en 1998.

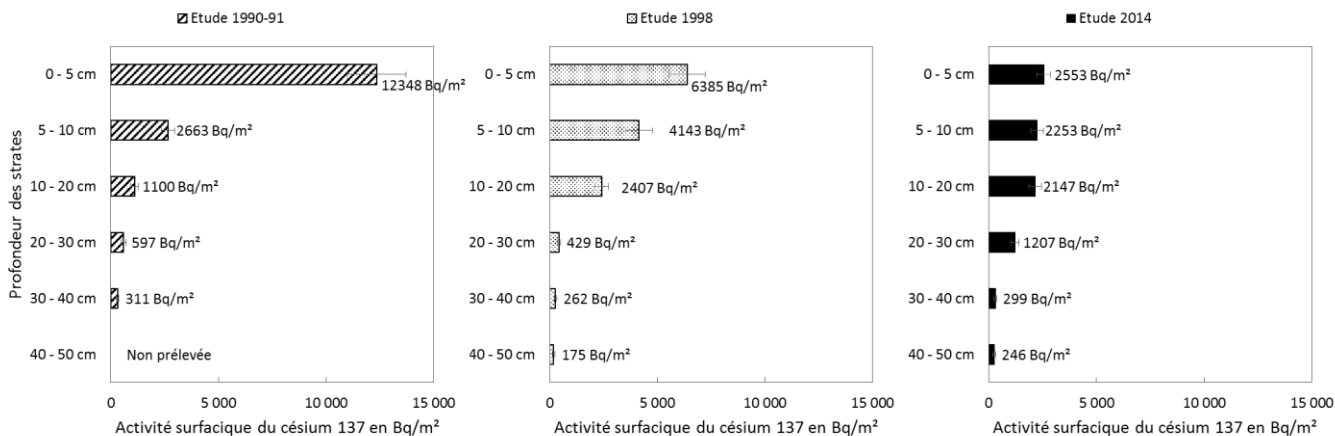
NB : le site de Breitenbach est un cas particulier. On constate en effet que l'activité surfacique intégrée sur toute la carotte est, en 2014, presque deux fois supérieure à l'activité totale mesurée en 1998. Ceci est probablement lié au fait que le sol ait été remanié et probablement soumis à des amendements, qui peuvent être responsables de cette augmentation.

### Evolution des profils

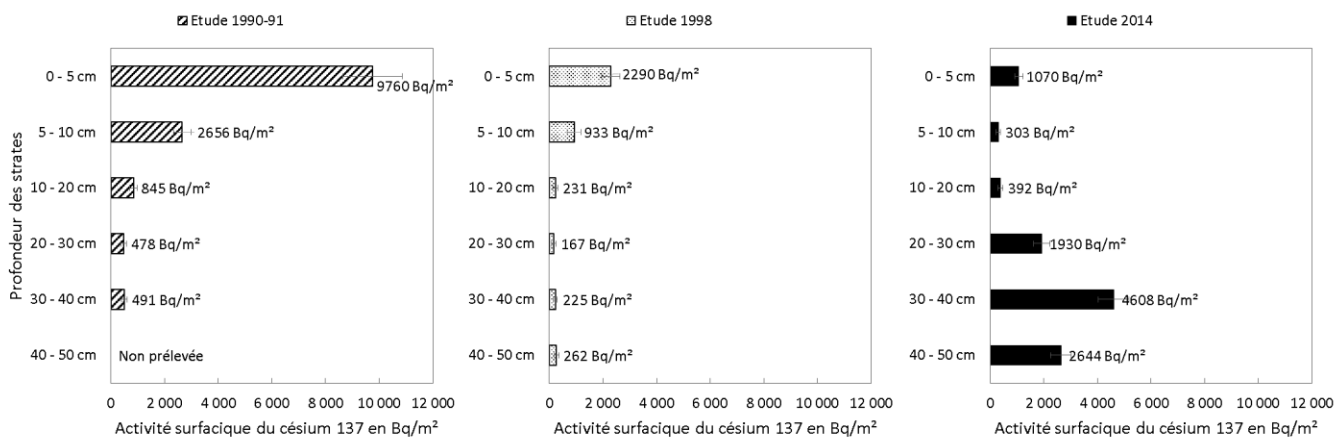
Les figures 4 et 5, pages suivantes, permettent d'examiner l'évolution des profils de contamination. Le nombre de stations est trop limité pour tirer des conclusions générales. On peut cependant noter, sur toutes les stations étudiées, une diminution en 2014 de l'activité des couches supérieures, de 0 à 10 cm, avec pour certaines stations, une augmentation des activités des strates plus profondes. Ces observations traduisent une possible migration du césium en profondeur. On notera que les prélèvements n'ont été réalisés que jusqu'à une profondeur de 50 cm (30 cm pour Kruth). Il est possible que la contamination ait progressé bien au-delà de cette profondeur.

Figure 4 : Evolution de la répartition du césium 137 (en Bq/m<sup>2</sup>) en fonction de la profondeur pour les sites d'Aubure, de Breitenbach et de Durnemach.

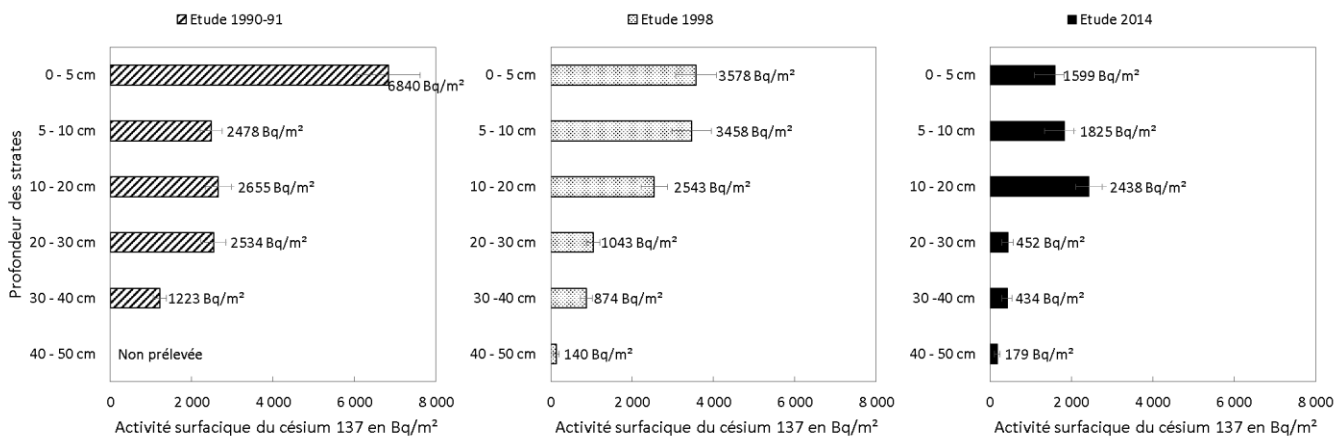
### Aubure



### Breitenbach



### Durmenach\*

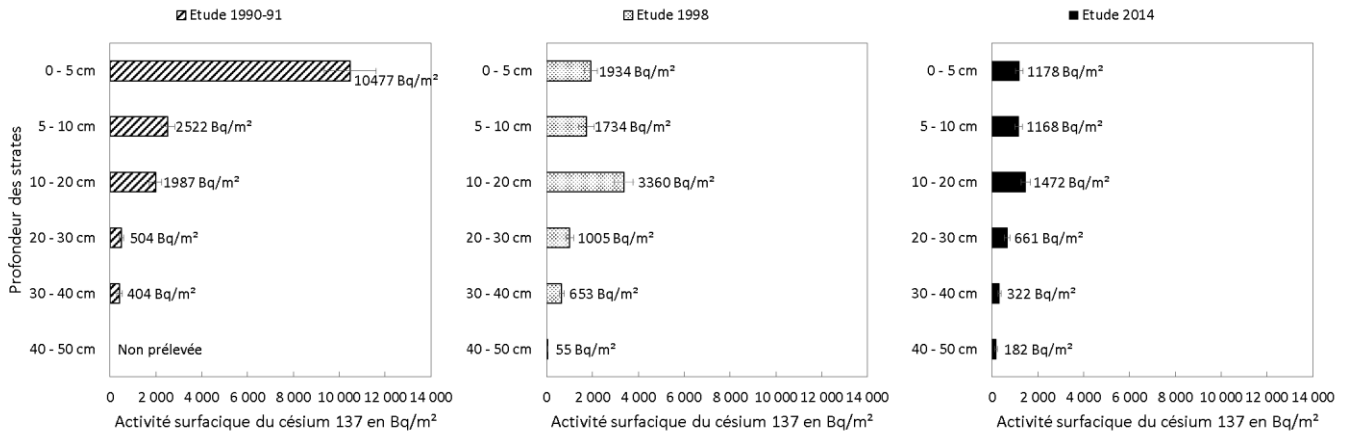


\*Site ayant été modifié entre 1990-91 et 1998.

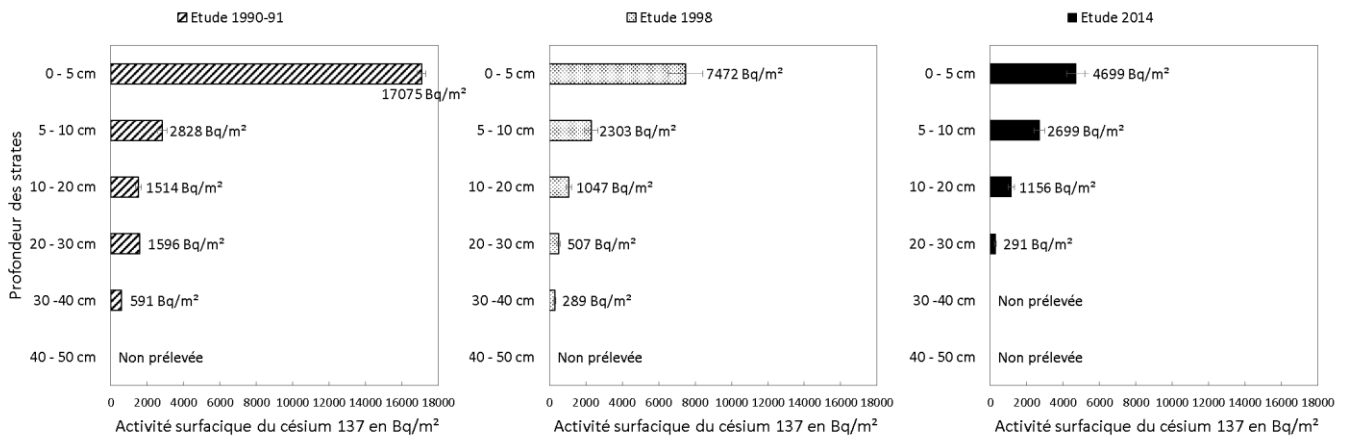


Figure 5 : Evolution de la répartition du césium 137 (en Bq/m<sup>2</sup>) en fonction de la profondeur pour les sites d'Erstein, de Kruth et de Wolfgantzen.

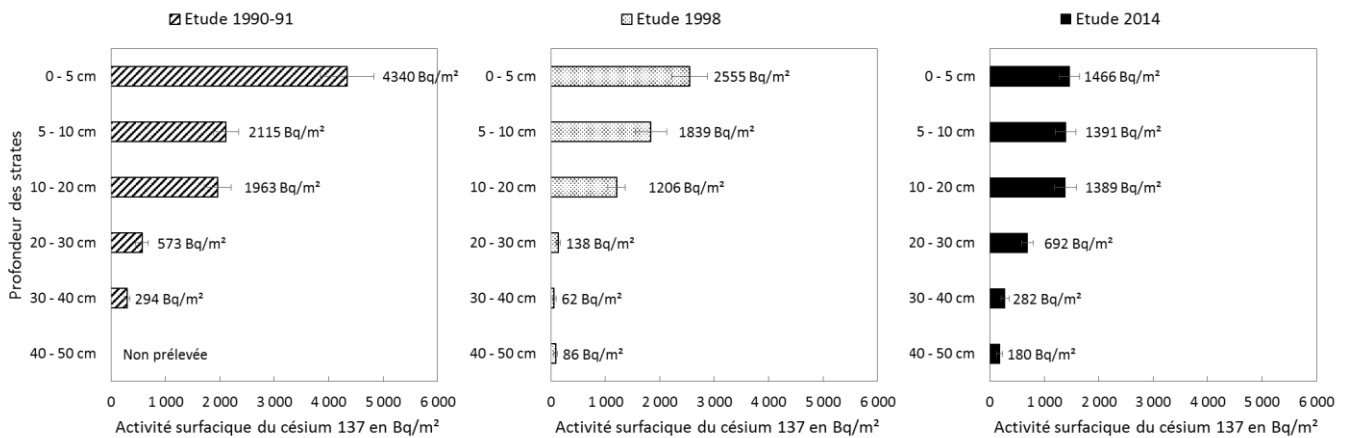
**Erstein\***



**Kruth**



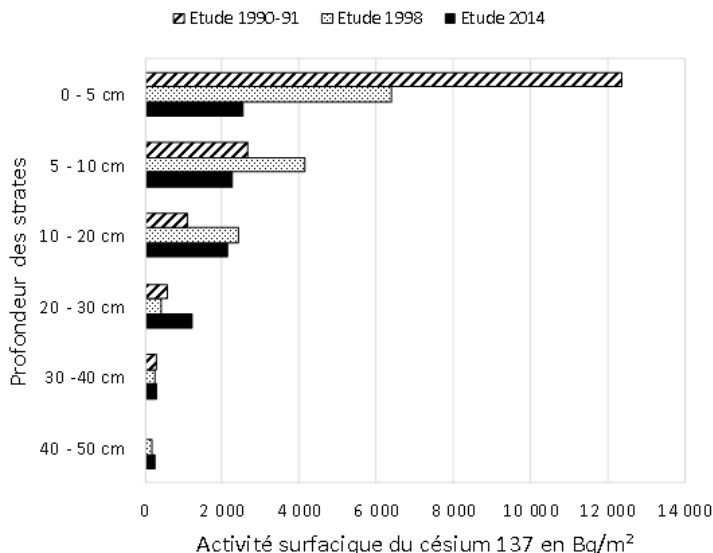
**Wolfgantzen**



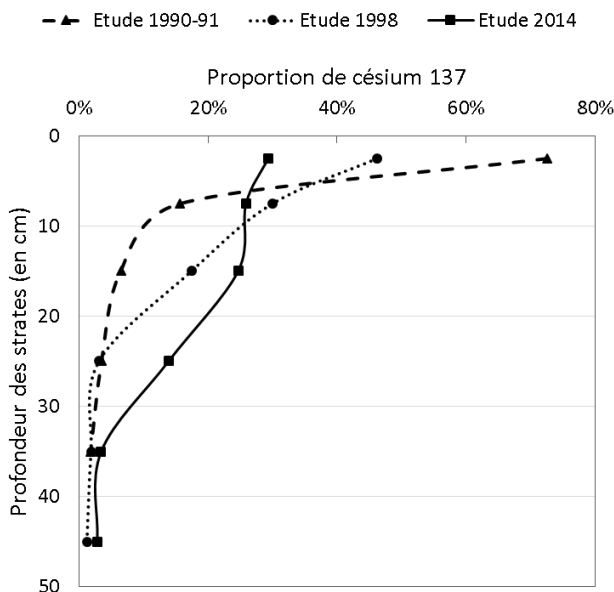
\*Site ayant été modifié entre 1990-91 et 1998.

Pour chacun des 6 sites étudiés ont été établis deux graphiques comparatifs permettant de visualiser l'évolution de la contamination entre 1990-91 et 2014. Ils sont reproduits en ANNEXE 3. Nous détaillons ci-dessous l'exemple d'Aubure afin de faciliter la compréhension des graphiques par le lecteur.

Le premier graphique comparatif présente la répartition verticale du césium exprimée en activité surfacique. Il permet d'apprécier l'évolution des niveaux d'activité en fonction du temps. Il apparaît clairement l'évolution à la baisse de l'activité surfacique du césium dans la couche superficielle : de plus de 12 000 Bq/m<sup>2</sup> en 1990-91 (barre hachurée) à 2 500 Bq/m<sup>2</sup> en 2014 (barre noire). L'évolution s'inverse plus en profondeur : entre 10 et 30 cm, l'activité du sol a augmenté du fait de la migration progressive du césium 137.



Le second graphique comparatif présente la répartition verticale du césium exprimée cette fois en pourcentage du césium total mesuré dans le profil. Cette représentation permet de s'affranchir des niveaux d'activité et de comparer les répartitions dans le temps sur les différents sites. A Aubure, si l'on considère les 5 premiers centimètres de sol, on constate un appauvrissement assez net en fonction du temps : le pourcentage de césium 137 dans cette couche superficielle était de plus de 70% en 1990-91 (triangle), de moins de 45% en 1998 (rond) et d'à peine 30% en 2014 (carré). A l'inverse, si l'on considère l'horizon 10 à 20 cm, on constate un enrichissement progressif, de moins de 10% en 1990-91 à plus de 20% en 2014.



### 3.5. Conclusions

**A la demande de l'association « Les Enfants de Tchernobyl », le laboratoire de la CRIIRAD a effectué une étude de suivi de la contamination radioactive des sols alsaciens, en 6 stations sur les communes d'Erstein dans le Bas-Rhin, d'Aubure, de Breitenbach, de Durmenach, de Kruth et de Wolfgantzen dans le Haut-Rhin.**

Lors de l'étude initiale conduite en 1990-91 sur 66 stations, le laboratoire de la CRIIRAD avait pris soin de sélectionner des sols non remaniés, susceptibles d'être préservés afin de pouvoir suivre l'évolution de la contamination. En 2014, soit 24 ans après la première étude, il s'avère que 5 sites sur 6 présentent des profils de sol non remanié, ce qui valide le choix de ces stations. Le site de Breitenbach n'a malheureusement pas pu être exploité de la même manière dans cette étude du fait du remaniement et de l'amendement auxquels il a probablement été soumis. Ce cas est en revanche une très bonne illustration des effets du remaniement des sols, pratique souvent citée comme contre-mesure en cas de contamination. La répartition de la contamination sur le site de Breitenbach montre une diminution importante de la contamination en surface, ce qui va avoir pour effet de diminuer la dose externe à laquelle va être directement soumise la population. Toutefois, elle place la contamination plus en profondeur, qui peut être de ce fait plus facilement transférée aux nappes phréatiques.

**Les carottages réalisés en octobre 2014 confirment la persistance de la contamination des sols par le césium 137 à des niveaux correspondants à des dépôts résiduels compris entre  $4\,984 \pm 776$  et  $8\,846 \pm 1\,015$  Bq/m<sup>2</sup> pour les 5 stations a priori non remaniées et  $10\,948 \pm 1\,578$  Bq/m<sup>2</sup> pour le site de Breitenbach. Pour ces 5 stations, on retrouve 82 % du césium 137 dans les 20 premiers centimètres de sol.**

**On observe globalement une diminution de la contamination par rapport aux résultats obtenus en ces mêmes stations lors des études conduites par la CRIIRAD en 1990-91 et 1998. Toutefois, la diminution de l'activité semble à présent dominée par la décroissance radioactive du césium 137 alors qu'elle avait été beaucoup plus rapide entre les campagnes de 1990-91 et de 1998. Ce constat s'expliquait par les phénomènes de transfert progressif à la flore, à la faune et aux eaux de nappes, et *in fine* à la population.**

Le césium 137 restera donc présent encore longtemps dans les sols alsaciens. Il provient principalement des retombées de la catastrophe de Tchernobyl en 1986 mais aussi des retombées plus anciennes des essais nucléaires atmosphériques. Compte de tenu de sa période radioactive de 30 ans, il faut en théorie attendre 300 ans pour que l'activité initialement déposée soit divisée par mille. A cette échelle de temps, et compte tenu de la contamination résiduelle mesurée en 2014, on pourra considérer comme négligeable l'impact résiduel de Tchernobyl sur les sols alsaciens. Tel ne sera pas le cas des sols nettement plus contaminés de la Biélorussie, de l'Ukraine et d'une partie de la Russie. Et 300 ans représentent peu de chose en regard de la durée de dangerosité du corium du réacteur numéro 4 de Tchernobyl et des déchets radioactifs enfouis dans les sols alentours.

La présente étude rend compte de la contamination résiduelle typique des sols alsaciens en milieu ouvert non cultivé.

La contamination résiduelle des sols cultivés est probablement moins importante du fait des transferts accrus liés aux pratiques agricoles (la partie du césium transférée à la végétation a donc probablement été consommée). Les niveaux de césium 137, actuellement mesurés en France dans les produits alimentaires courants (salades, céréales, fruits, lait, fromage, etc.) sont de l'ordre du millibecquerel au becquerel par kilogramme. Il s'agit d'une contamination faible mais chronique.

Des activités plus importantes seraient relevées dans des zones d'accumulation (fonds de fossé, pieds de gouttières, base de certains arbres) et dans les sols en milieu forestier du fait d'une interception par le feuillage plus importante des particules radioactives présentes dans l'atmosphère. Certaines denrées issues des milieux forestiers (baies, champignons, gibiers) restent contaminées en France à des niveaux qui peuvent atteindre des dizaines à quelques centaines de becquerels par kilogramme frais. En fonction des régimes alimentaires, la consommation de ces produits peut induire une exposition non négligeable ce qui nécessite une vigilance pendant encore de nombreuses années.

On ne peut que déplorer que la réglementation en vigueur au niveau Européen, presque 30 ans après la catastrophe de Tchernobyl, ne porte que sur les produits importés et avec des limites d'activité massique inchangées depuis 1986 et particulièrement élevées (600 Bq/kg pour le césium 137 dans les champignons par exemple). La réglementation aurait dû être étendue aux productions et cueillettes issues des Etats membres de l'Union européenne dont certains ont été fortement impactés par les retombées de Tchernobyl. Les niveaux de contamination « admissible » aurait dû être notablement abaissés en application du principe d'optimisation, compte tenu de l'évolution des connaissances sur les effets sanitaires d'une contamination interne chronique.

## ANNEXE 1

### Prélèvements et mesures de terrain

#### I. LOCALISATION ET DESCRIPTION DES SITES DE PRELEVEMENTS

Les données géographiques des sites de prélèvements sont présentées dans le **Tableau 4** ci-dessous, avec pour rappel les retombées en césium 137 de Tchernobyl en mai 1986.

Lieu	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Retombées de Tchernobyl en <sup>137</sup> Cs, mai 1986** (Bq/m <sup>2</sup> )
<b>Aubure</b>	N 48°12-132'	E 007°13-142'	758	12 222
<b>Breitenbach</b>	N 48°01-553'	E 007°06-371'	555	8 280
<b>Durmenach*</b>	N 47°31-317'	E 007°19-282'	443	12 708
<b>Erstein*</b>	N 48°24-373'	E 007°40-178'	157	11 528
<b>Kruth</b>	N 47°56-245'	E 006°57-319'	514	18 780
<b>Wolfgantzen</b>	N 48°01-431'	E 007°30-105'	203	5 338

**Tableau 4 : Données complémentaires sur les sites de prélèvement retenus pour la campagne de 2014.**

\*Sites de prélèvement ayant été modifiés entre 1990-91 et 1998.

\*\*Evaluations effectuées par la CRIIRAD dans l'étude de 1990-91.

La description des sites ci-dessous est issue des cartes géologiques et des constatations effectuées par le géologue Mr André Paris.

- **Aubure**

Le point de prélèvement de la commune d'Aubure se situe sur un substrat constitué de grès dolomitique et argileux, ocre jaune à brun, finement micacé.

Le milieu est caractérisé par une pelouse de prairie bien drainée, régulièrement fauchée avec retrait de la fauche, potentiellement soumis à un pâturage occasionnel. Ce milieu est bordé à l'est par une forêt dominée par des pins et un sol à tendance acide. La présence de hêtres présentant une accumulation de césium 137 en pied traduit une très bonne conservation de la contamination.

- **Breitenbach**

Le site de Breitenbach se caractérise par un substrat granitique à biotite et enclaves surmicacées (présence de carrière de granite gris dans les environs).

Le milieu est constitué d'une pelouse de prairie rase située sur le versant est sud-est à mi pente des collines sous-vosgiennes. Ce milieu est sollicité par un prélèvement agricole de l'herbe et un pâturage estival de longue période entraînant une trituration de surface du sol par le piétinement des animaux. Ce milieu est bordé à 75 m au nord d'un sous-bois constitué de charmes arbustifs.

- **Durmenach**

Le point de prélèvement de Durmenach se situe sur un substrat géologique constitué de leoss anciens.

Le milieu se caractérise par une prairie légèrement inclinée et bien drainée régulièrement fauchée et potentiellement pâturée. Des prélèvements agricoles notables à important sont susceptibles de diminuer la conservation de la contamination. Par ailleurs le passage d'engins agricoles est potentiellement responsable de trituration de surface du sol modérée. Le site est bordé d'un bois restreint.

- **Erstein**

Le substrat géologique sur lequel ont été réalisés les prélèvements d'Erstein est constitué d'alluvions holocènes de l'III, de limons et d'argiles.

Le milieu est constitué d'une pelouse très basse située à une trentaine de mètres de la levée de la digue du canal du Rhin. Le milieu est soumis à un fauchage, entraînant a priori une conservation médiocre de la contamination.

- **Kruth**

La zone de prélèvement de Kruth se situe sur un substrat sédimentaire récent constitué d'alluvions d'âge Würm à post würm.

Le milieu est recouvert d'une pelouse relativement sauvage qui jouxte à une dizaine de mètres le cours d'eau central de la vallée. Cette proximité du drain peut assurer un drainage correct du milieu. Le point de prélèvement se situe à environ 1 km d'un travers banc de prospection d'uranium.

- **Wolfgantzen**

La station d'échantillonnage de Wolfgantzen est localisée sur un substrat géologique constitué de cailloutis d'origine Rhénane datant du Würm. Elle se situe au centre de la plaine du Rhin en situation très basse.

Le milieu se compose d'un terrain en friche conservé au centre du village, très peu sollicité par des prélèvements de végétation, ou par le piétinement.

## II. DESCRIPTION DES MESURES DE TERRAIN

En préalable à l'exécution des carottages, des mesures radiométriques ont été réalisées sur toute la zone de prélèvement. Deux types de mesures ont été mises en œuvre : des mesures de flux de photons et des mesures de débit de dose.

Les mesures du flux de rayonnement gamma ont été réalisées au moyen d'un scintillomètre à cristal d'iodure de sodium (NaI), type SPP2 de la marque SAPHYMO. Cet appareil enregistre les impulsions générées par les rayonnements gamma d'énergie supérieure à 30 keV. Le résultat de la mesure est exprimé en coups par seconde (c/s). L'appareil subit régulièrement des contrôles de calibrage en usine. Le dernier contrôle effectué avant la campagne de 2014 datait du 05 décembre 2013.

Les mesures de débit d'équivalent de dose ambiant (H\*10) ont été réalisées au moyen d'un compteur proportionnel compensé en énergie Berthold LB123D. Cet appareil est constitué d'une électronique de mesure et d'affichage universel LB 1230 reliée à une sonde LB 1236. Le débit d'équivalent de dose ambiant est exprimé en microsievert. La plage de mesure s'étend de 0,05 µSv/h à 10 mSv/h sur une plage d'énergie allant de 30 keV à 2 MeV. La réponse en fonction de l'énergie est de ± 30 % pour le Césium 137 à 661,7 keV. Le mouvement propre de l'appareil est de 0,0175 µSv/h. Cet appareil a été étalonné par la société BERTHOLD le 26 septembre 2014.

Une fois l'emplacement du futur carottage choisi, le technicien procède à un balayage radiométrique sur une centaine de mètres carrés afin de vérifier l'homogénéité du flux de photons et l'absence d'anomalie radiométrique.

Sous réserve d'un résultat favorable, le technicien procède à des mesures plus précises à l'emplacement choisi pour les prélèvements. Il effectue ainsi deux mesures de flux de rayonnement, l'une au contact du sol, l'autre à 1 mètre de hauteur.

Des mesures de spectrométrie de terrain ont également été réalisées à l'aide d'un spectromètre portable Target/Nanospec par le géologue indépendant André Paris. Cet appareil permet d'acquérir un spectre à partir duquel il est possible d'identifier les radionucléides émetteurs de rayonnement gamma et de mesurer l'intensité de leurs rayonnements. Le temps d'acquisition des spectres est de 300 secondes. Les résultats sont présentés en annexe 4.

## III. DESCRIPTION DES CAROTTAGES EN TROIS POINTS

Les prélèvements de sol ont été effectués du 14 au 16 octobre 2014 sur les différentes communes en présence de représentants de la commune et de la presse locale. Le protocole suivi consiste à réaliser un carottage de sol en trois points, avec le même type de matériel que lors des campagnes précédentes (tube de carottage de 68 mm de diamètre).

Pour chaque site, les trois points de carottages se situent, dans la mesure du possible, au sommet d'un triangle équilatéral de 1 mètre de côté. La partie aérienne de la végétation présente est retirée au préalable en prenant soin de conserver la partie racinaire. Les prélèvements sont ensuite réalisés par tranche de 5 cm pour les deux premiers horizons (horizons de 0 à 5 cm et de 5 à 10 cm) et par tranche de 10 cm pour les horizons suivants, si possible jusqu'à la profondeur de 50 cm. Les échantillons sont conditionnés individuellement par strate et par point de carottage.

## ANNEXE 2

### Protocole de traitement des échantillons et de mesure par spectrométrie gamma

#### I. PREPARATION DES ECHANTILLONS

A l'arrivée au laboratoire, les échantillons font l'objet d'un contrôle radiométrique au moyen d'un scintillomètre à cristal d'iodure de sodium (NaI), type SPP2 de la marque SAPHYMO. Ils sont ensuite pesés et, pour chaque site de prélèvement, les échantillons correspondant à une même strate sont contrôlés visuellement avant d'être rassemblés et homogénéisés par niveau de profondeur.

Aucune observation particulière n'a été faite à l'exception du site de Breitenbach pour lequel les trois carottes présentaient des différences de structure et de couleurs. Il a cependant été choisi de rassembler les 3 carottes car le budget de l'étude ne permettait pas la mesure individuelle de chaque carotte.

Les strates subissent ensuite une dessiccation à l'étuve à 105°C jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Après dessiccation, l'échantillon est placé dans un mortier métallique et les mottes de terre sont désagrégées à l'aide d'un pilon. Les racines présentes dans les premières couches sont mixées puis réintégrées à l'échantillon. Les cailloux sont retirés après avoir ôté la terre présente par friction du pilon sur les cailloux. Ils sont ensuite pesés. L'échantillon est alors tamisé à 2 mm. La fraction supérieure à 2 mm, généralement constituée de petits cailloux, est pesée et conservée mais n'est pas analysée. La fraction inférieure à 2 mm est soigneusement homogénéisée et est conditionnée en géométrie Marinelli de 500 centimètres cubes (cc) pour l'analyse par spectrométrie gamma.

#### II. PRINCIPE DE LA MESURE

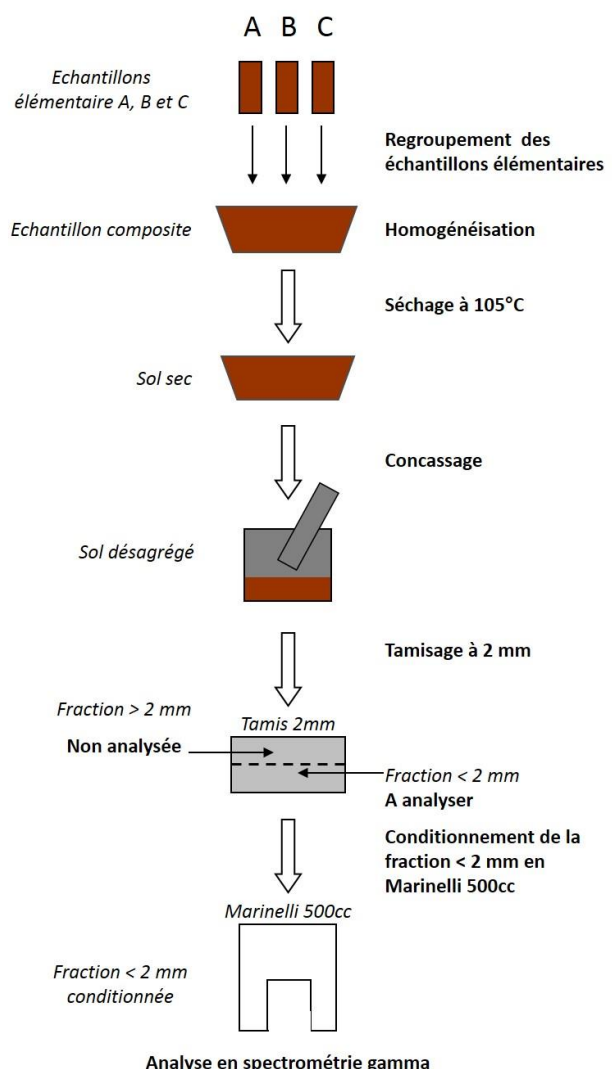
De nombreux radionucléides émettent lors de leur désintégration un ou plusieurs rayonnements gamma dont les énergies sont caractéristiques du radionucléide présent. Les rayonnements gamma sont des ondes électromagnétiques (photons) dont l'énergie varie typiquement de quelques milliers d'électrons volts (keV) à quelques millions d'électrons volt (MeV) soit de mille à un million de fois plus que la lumière visible.

Le principe de la spectrométrie gamma consiste à mesurer l'énergie des rayonnements gamma qui émanent d'un échantillon. Le détecteur à cristal va convertir l'énergie du rayonnement gamma en une impulsion électrique proportionnelle à l'énergie de ce rayonnement.

L'obtention de pics d'énergie sur le spectre, permet alors d'identifier les radionucléides présents à partir de leurs raies d'énergie tabulées dans les ouvrages de référence.

Les radionucléides étant identifiés, la quantité présente dans l'échantillon ou l'activité est déterminée à partir de la surface du pic d'énergie (ou des pics) correspondant(s). L'activité est alors exprimée en becquerel (Bq) par kilogramme ou par litre d'échantillon, un becquerel correspondant à une désintégration par seconde. La correspondance entre la surface d'un pic d'énergie caractéristique et l'activité présente dans l'échantillon est déterminée à partir de l'analyse de plusieurs paramètres :

**Figure 6 : traitement des échantillons de sol pour analyse par spectrométrie gamma.**



- Le temps de comptage de l'échantillon,
- Le rapport de branchement des rayonnements gamma correspondants, c'est-à-dire le nombre de rayonnements émis par le radionucléide pour une désintégration (en effet, ce nombre n'est pas systématiquement égal à 1),
- L'efficacité de détection, c'est-à-dire le rapport entre le nombre de rayonnements gamma (photons) interceptés par le détecteur et le nombre de rayonnements réellement émis par l'échantillon. Cette efficacité, qui dépend de l'énergie des rayonnements et de la géométrie de l'échantillon, est déterminée à partir de sources étalons conditionnées dans des géométries identiques à celles des échantillons. Ces efficacités sont typiquement de l'ordre de un pour mille.

Les activités mesurées sont systématiquement accompagnées de leur marge d'incertitude qui est la somme de deux termes :

- L'erreur statistique du comptage, évaluée avec un intervalle de confiance de 95 %,
- La marge d'incertitude systématique liée à l'ensemble de la méthodologie (précision sur l'activité nominale des sources d'étalonnage, sur les rapports de branchement, sur la courbe d'efficacité, etc.) qui est estimée à  $\pm 10$  %.

Tous les radionucléides naturels émetteurs gamma sont systématiquement recherchés dans le spectre de l'échantillon ainsi que les radionucléides les plus couramment rencontrés dans le cycle du combustible. Si leur activité n'est pas mesurable, c'est la limite de détection de la mesure qui est mentionnée (valeur précédée du symbole < : inférieur à). Pour chaque strate analysée, l'activité mesurée est exprimée en activité massique (Bq/kg sec) et, pour le césium 137 est exprimée en outre en activité surfacique (Bq/m<sup>2</sup>).

### III. CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DE LA CHAÎNE DE SPECTROMETRIE GAMMA

- Type de détecteur : pour cette étude, le laboratoire de la CRIIRAD a utilisé une chaîne de spectrométrie gamma équipée d'un détecteur semi-conducteur au germanium hyperpur (EGG/ORTEC, TYPE GMX) refroidi en permanence à l'azote liquide.

Les caractéristiques normalisées du détecteur sont les suivantes

- Type N
- Efficacité relative 22 %
- Résolution 1,7 keV à 1,33 MeV.
- Blindage : le détecteur est installé dans une chambre blindée (5 centimètres de plomb), dont les parois internes sont recouvertes d'une enveloppe de cuivre afin d'abaisser encore le bruit de fond.
- Bruit de fond : le bruit de fond de la chaîne de détection est contrôlé chaque mois pour vérifier sa stabilité. Dans le cas des radionucléides naturels, le bruit de fond est soustrait au signal brut.
- Analyseur : le détecteur est couplé à un codeur analyseur de 16 383 canaux (codeur 919 E Ametek) qui permet de classer les signaux détectés par gamme d'énergie avec une excellente résolution (1,72 keV de largeur à mi-hauteur sur le pic à 1,33 MeV du cobalt 60). La gamme d'énergie couverte varie de 20 keV à 1,8 MeV. Le dépouillement des spectres se fait sur micro-ordinateur PC en mode manuel sur toute la gamme d'énergie disponible.
- Calibration en énergie : la calibration en énergie est effectuée au moyen d'un échantillon de référence interne (résidu d'extraction de l'uranium fourni par le CANMET canadien).
- Tabulation des raies d'énergie : chaque raie du spectre est identifiée à partir de deux documents de référence :
  - La table des isotopes radioactifs de Browne et Firestone (1986).
  - Le « catalog of gamma rays from radioactive decay » de U. Reus et W. Westmeier (1983).
- Temps de comptage : il varie typiquement de 30 000 à 50 000 secondes pour les analyses réalisées dans le cadre de cette étude.
- Géométrie de conditionnement : il s'agit exclusivement pour cette étude de containers plastique de type Marinelli de 500 cc.
- Etalonnage en efficacité : l'étalonnage en efficacité pour la géométrie de type Marinelli de 500 cc est effectué avec une source multigamma gel (Américium 241, Cadmium 109, Cobalt 57, Cerium 139, Mercure 203, Etain 113, Strontium 85, Césium 137, Manganèse 54, Yttrium 88, Zinc 65, Cobalt 60) fournie par AEA Technology. Les courbes d'efficacité sont déterminées par interpolation au moyen d'une fonction polynôme d'ordre 3. Des étalonnages en phase solide sont également mis en œuvre au moyen de matériaux de référence interne fournis par un organisme canadien (CANMET, résidus uranifères UTS4).

## ANNEXE 3

### Fiches individuelles de résultat par site

#### RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD

##### Aubure

Date de prélèvement : 16/10/2014  
 Altitude (mètre) : 758  
 Coordonnées GPS : N 48.20367° E 007.22060°  
 Description du site : Pelouse de prairie bien drainée, pâturage occasionnel possible  
 Caractéristiques du sol : Sol limono-sableux présentant quelques cailloux en profondeur  
 Radiométrie : LB123 (µSv/h) contact : 0,138 1 m : 0,145  
 SPP2 (c/s) contact : 75-80 1 m : 65-70

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	221014F1	221014F2	221014F3	221014F4	221014F5	221014F6
N° d'analyse	28158	28159	28161	28162	28164	28165
Date d'analyse	12/02/2015	13/02/2015	16/02/2015	16/02/2015	17/02/2015	18/02/2015
Temps de comptage (s)	54 949	25 478	30 623	54 560	54 874	29 724
Masse sèche analysée (g)	446,6	559,7	582,5	598,7	647,2	652,2
Masse sèche < 2 mm (g)	463,6	728,5	1400,7	1665,3	1414,0	1800,4
Masse sèche totale (g)	463,6	728,5	1400,7	1841,7	1798,4	1800,4
Taux de matière sèche	54%	73%	76%	80%	83%	81%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne	Ecartype
<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>								
Thorium 234**	52 ± 11	49 ± 11	46 ± 11	38 ± 9	42 ± 8	43 ± 10	45	5
Radium 226 *	50 ± 6	48 ± 6	49 ± 6	48 ± 6	44 ± 5	46 ± 6	48	2
Plomb 210**	100 ± 16	59 ± 13	56 ± 11	48 ± 9	40 ± 8	43 ± 9	58	22
<b>Uranium 235</b>	< 7	< 4	< 8	< 5	< 2,2	< 3,4		
<b>Chaîne du Thorium 232</b>								
Actinium 228	33 ± 5	34 ± 6	31 ± 5	35 ± 5	36 ± 5	37 ± 6	34	2
Plomb 212	34 ± 4	32 ± 4	33 ± 4	33 ± 4	33 ± 4	36 ± 4	33	1
Potassium 40	880 ± 100	1020 ± 120	1050 ± 120	1090 ± 120	1020 ± 120	980 ± 120	1007	72

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	60 ± 7	34 ± 4	17 ± 2	7,9 ± 1,2	2,3 ± 0,5	1,5 ± 0,5
Césium 134	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,2
Cobalt 58	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,4	< 0,4	< 0,5
Cobalt 60	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,2
Manganèse 54	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Antimoine 125	< 0,4	< 0,6	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,4
Argent 110 m	< 1,0	< 1,3	< 1,2	< 0,9	< 0,8	< 1,1
Américium 241**	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Iode 131	< 0,3	< 0,4	< 0,4	< 0,3	< 0,2	< 0,3
Iode 129**	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,3
Ruthénium 106	< 1,6	< 2,1	< 1,9	< 1,3	< 1,2	< 1,7

##### Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.



COMPARAISON DES RESULTATS AVEC LES ETUDES PRECEDENTES

**Aubure**

Dates des prélèvements : 16/10/2014 25/05/1998 16/11/1990

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	335 ± 38	43 ± 5	16 ± 3	8,5 ± 1,7	4,3 ± 0,9	Non prélevée
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	282 ± 32	36 ± 4	13 ± 2	7 ± 1	4 ± 1	Non calculée
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	157 ± 21	68 ± 10	20 ± 3	3,2 ± 0,6	2,0 ± 0,5	1,2 ± 0,5
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-44%	89%	46%	-55%	-44%	Non calculé
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	107 ± 14	46 ± 7	13 ± 2	2,2 ± 0,4	1,4 ± 0,4	0,8 ± 0,3
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	60 ± 7	34 ± 4	17 ± 2	7,9 ± 1,2	2,3 ± 0,5	1,5 ± 0,5
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-44%	-27%	24%	260%	67%	77%

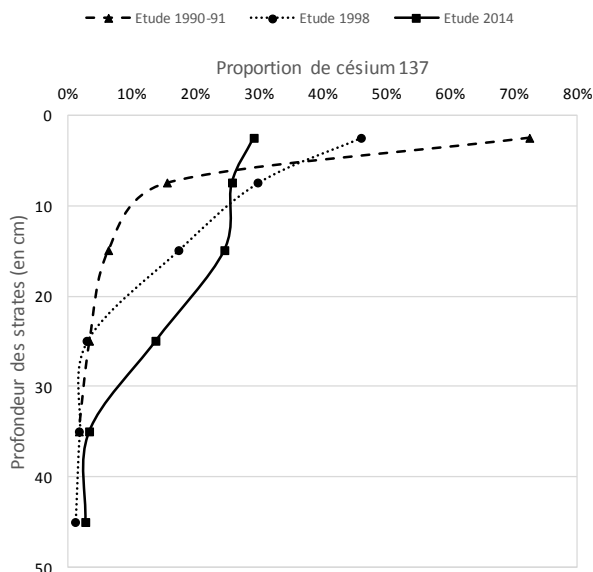
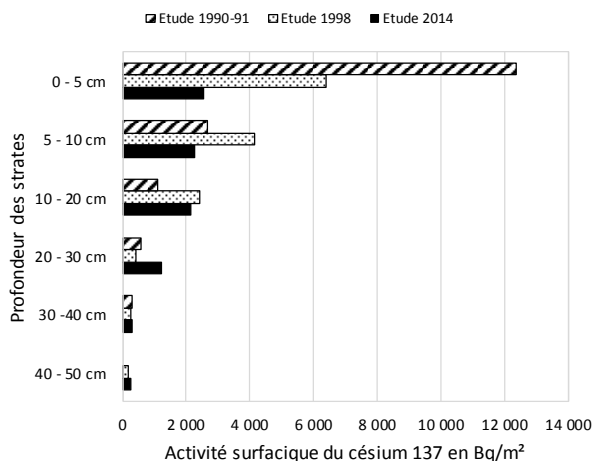
Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	12 348 ± 1 382	2 663 ± 308	1 100 ± 177	597 ± 123	311 ± 63	Non prélevée	17 019 ± 2 053
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	10 378 ± 1 162	2 238 ± 259	925 ± 149	502 ± 103	261 ± 53	Non calculée	14 304 ± 1 726
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	6 385 ± 850	4 143 ± 609	2 407 ± 318	429 ± 77	262 ± 67	175 ± 64	13 801 ± 1 985
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-38%	85%	160%	-14%	0%	Non calculée	-4%
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	4 372 ± 582	2 837 ± 417	1 648 ± 217	294 ± 53	180 ± 46	120 ± 44	9 449 ± 1 359
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	2 553 ± 298	2 253 ± 294	2 147 ± 296	1 207 ± 183	299 ± 65	246 ± 74	8 706 ± 1 210
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-42%	-21%	30%	311%	66%	106%	-8%

Légende :

± : marge d'incertitude  
< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



### RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD

#### Breitenbach

Date de prélèvement : 15/10/2014  
 Altitude (mètre) : 555  
 Coordonnées GPS : N 48.03204° E 007.10103°  
 Description du site : Pelouse de prairie rase sur versant est sud-est à mi-pente de collines sous-vosgiennes. Milieu pâturé l'été.  
 Caractéristiques du sol : Sol limono-sableux, présence dans les horizons profond (40 à 50 cm) de matière noire probablement organique.  
 Radiométrie : LB123 ( $\mu\text{Sv/h}$ ) contact : 0,272 1 m : 0,219  
 SPP2 (c/s) contact : 160-170 1 m : 150-160

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	221014D1	221014D2	221014D3	221014D4	221014D5	221014D6
N° d'analyse	28120	28126	28127	28128	28129	28130
Date d'analyse	16/01/2015	21/01/2015	21/01/2015	22/01/2015	22/01/2015	23/01/2015
Temps de comptage (s)	25 473	30 043	55 056	32 364	53 506	28 147
Masse sèche analysée (g)	493,0	727,2	754,9	720,2	649,7	663,7
Masse sèche < 2 mm (g)	544,9	1100,6	2035,4	1947,2	1713,5	1694,7
Masse sèche totale (g)	609,6	1100,6	2049,7	1947,2	1713,5	1723,6
Taux de matière sèche	78%	95%	94%	92%	87%	85%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne	Ecartype
<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>								
Thorium 234**	80 ± 18	62 ± 13	73 ± 13	80 ± 16	68 ± 12	84 ± 17	75	8
Radium 226 *	73 ± 9	75 ± 9	74 ± 8	68 ± 8	71 ± 8	75 ± 9	73	3
Plomb 210**	112 ± 21	56 ± 11	69 ± 11	70 ± 13	78 ± 13	78 ± 15	77	19
<b>Uranium 235</b>	< 3,4	< 2,6	< 1,9	< 2,4	< 2,1	< 2,8		
<b>Chaîne du Thorium 232</b>								
Actinium 228	103 ± 14	103 ± 13	101 ± 12	94 ± 12	98 ± 12	99 ± 13	100	3
Plomb 212	100 ± 12	101 ± 11	99 ± 11	94 ± 11	99 ± 11	100 ± 11	99	2
Potassium 40	1370 ± 160	1420 ± 160	1410 ± 160	1450 ± 160	1440 ± 160	1360 ± 160	1408	37

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	21 ± 3	3,0 ± 0,7	2,1 ± 0,5	11 ± 2	29 ± 4	17 ± 3
Césium 134	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,2
Cobalt 58	< 0,6	< 0,4	< 0,3	< 0,4	< 0,4	< 0,5
Cobalt 60	< 0,3	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Manganèse 54	< 0,4	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,3
Antimoine 125	< 0,7	< 0,5	< 0,4	< 0,5	< 0,4	< 0,6
Argent 110 m	< 1,7	< 1,4	< 1,1	< 1,3	< 1,1	< 1,4
Américium 241**	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,3
Iode 131	< 0,5	< 0,4	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,4
Iode 129**	< 0,5	< 0,4	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,4
Ruthénium 106	< 2,6	< 1,9	< 1,4	< 1,8	< 1,5	< 2,1

#### Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

COMPARAISON DES RESULTATS AVEC LES ETUDES PRECEDENTES

**Breitenbach**

Dates des prélèvements : 15/10/2014 26/05/1998 16/11/1990

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	251 ± 29	36 ± 4	10 ± 2	5,5 ± 1,3	5,9 ± 1,2	Non prélevée
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	211 ± 24	31 ± 4	9 ± 1	5 ± 1	5 ± 1	Non calculée
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	49 ± 7	12 ± 3	1,4 ± 0,6	1,0 ± 0,5	1,5 ± 0,5	1,8 ± 0,7
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-77%	-59%	-83%	-78%	-70%	Non calculé
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	34 ± 5	8 ± 2	1,0 ± 0,4	0,7 ± 0,3	1,0 ± 0,3	1,2 ± 0,4
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	21 ± 3	3,0 ± 0,7	2,1 ± 0,5	11 ± 2	29 ± 4	17 ± 3
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-37%	-65%	114%	1485%	2782%	1271%

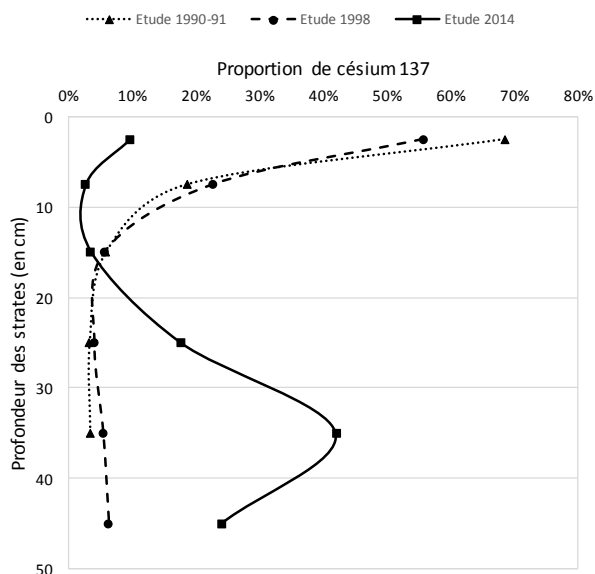
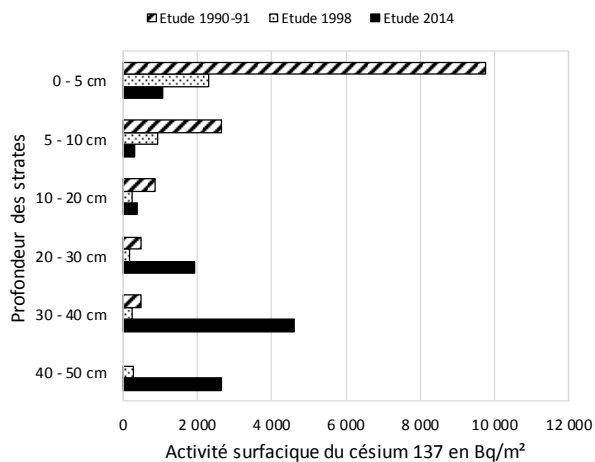
Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	9 760 ± 1 109	2 656 ± 321	845 ± 138	478 ± 113	491 ± 105	Non prélevée	14 230 ± 1 786
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	8 203 ± 932	2 232 ± 270	710 ± 116	402 ± 95	413 ± 88	Non calculée	11 959 ± 1 501
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	2 290 ± 340	933 ± 260	231 ± 91	167 ± 82	225 ± 70	262 ± 95	4 108 ± 937
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-72%	-58%	-67%	-59%	-46%	Non calculée	-66%
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	1 568 ± 233	639 ± 178	158 ± 62	114 ± 56	154 ± 48	179 ± 65	2 813 ± 642
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	1 070 ± 155	303 ± 71	392 ± 93	1 930 ± 304	4 608 ± 566	2 644 ± 389	10 948 ± 1 578
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-32%	-53%	148%	1592%	2894%	1376%	289%

Légende :

± : marge d'incertitude  
< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



**RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE  
GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD**

**Durmenach**

Date de prélèvement : 14/10/2014  
 Altitude (mètre) : 443  
 Coordonnées GPS : N 47.52547° E 007.31745°  
 Description du site : Prairie légèrement inclinée bien drainée sur loess  
 Caractéristiques du sol : Sol ocre limono-argileux faiblement caillouteux  
 Radiamétrie : LB123 (µSv/h) contact : 0,124 1 m : 0,094  
 SPP2 (c/s) contact : 70 1 m : 65-70

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	221014A1	221014A2	221014A3	221014A4	221014A5	221014A6
N° d'analyse	28103	28099	28104	28105	28107	28110
Date d'analyse	07/01/2015	05/01/2015	07/01/2015	08/01/2015	09/01/2015	12/01/2015
Temps de comptage (s)	30 100	55 797	54 520	32 387	25 627	30 504
Masse sèche analysée (g)	450,2	545,5	635,4	662,0	645,1	666,4
Masse sèche < 2 mm (g)	607,0	731,2	1724,8	1822,9	1893,1	1946,7
Masse sèche totale (g)	607,0	732,9	1727,3	1822,9	1893,1	1946,7
Taux de matière sèche	69%	80%	90%	91%	91%	91%

**Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).**

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne	Ecartype
<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>								
Thorium 234**	54 ± 12	50 ± 10	45 ± 9	44 ± 9	55 ± 12	48 ± 10	49	5
Radium 226 *	45 ± 6	43 ± 5	47 ± 6	48 ± 6	50 ± 6	49 ± 6	47	3
Plomb 210**	81 ± 15	56 ± 10	55 ± 10	49 ± 10	51 ± 10	49 ± 11	57	12
<b>Uranium 235</b>	< 2,6	< 1,8	< 1,6	< 2	< 2,3	< 2,1		
<b>Chaîne du Thorium 232</b>								
Actinium 228	44 ± 7	46 ± 6	43 ± 6	48 ± 7	47 ± 7	47 ± 7	46	2
Plomb 212	46 ± 6	47 ± 5	46 ± 5	49 ± 6	48 ± 6	50 ± 6	48	2
Potassium 40	329 ± 47	335 ± 43	340 ± 43	345 ± 46	360 ± 49	357 ± 47	344	12

**Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).**

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	29 ± 4	27 ± 3	15 ± 2	2,7 ± 0,7	2,5 ± 0,6	1,0 ± 0,4
Césium 134	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Cobalt 58	< 0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,4	< 0,3
Cobalt 60	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,1
Manganèse 54	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Antimoine 125	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Argent 110 m	< 1,3	< 0,8	< 0,8	< 1,0	< 1,1	< 1,0
Américium 241**	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Iode 131	< 0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,4	< 0,3
Iode 129**	< 0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Ruthénium 106	< 1,9	< 1,2	< 1,0	< 1,5	< 1,5	< 1,4

**Légende :**

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

COMPARAISON DES RESULTATS AVEC LES ETUDES PRECEDENTES

**Durmenach**

Dates des prélèvements : 14/10/2014 27/04/1998 19/03/1991

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	131 ± 15	41 ± 5	44 ± 5	42 ± 5	15 ± 2	Non prélevée
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	111 ± 13	35 ± 4	38 ± 4	36 ± 4	13 ± 2	Non calculée
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	78 ± 11	60 ± 8	18 ± 2	7 ± 1	6 ± 1	0,9 ± 0,5
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-30%	74%	-51%	-79%	-54%	Non calculé
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	53 ± 7	41 ± 6	13 ± 2	5,1 ± 0,8	4,1 ± 0,7	0,6 ± 0,3
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	29 ± 4	27 ± 3	15 ± 2	2,7 ± 0,7	2,5 ± 0,6	1,0 ± 0,4
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-46%	-34%	22%	-47%	-38%	67%

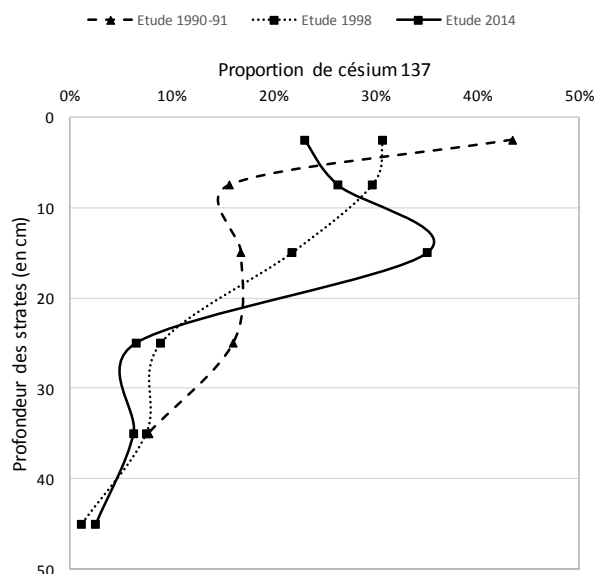
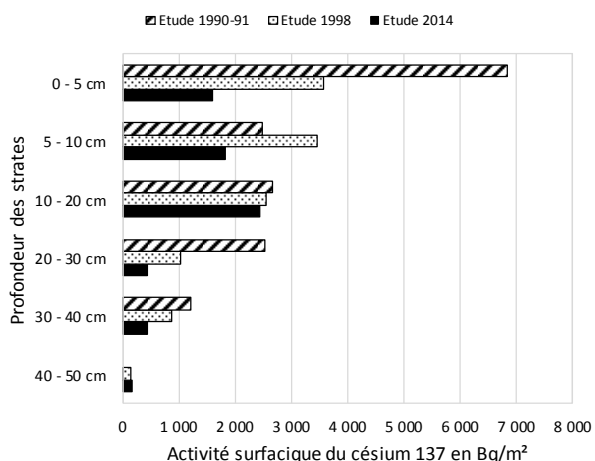
Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	6 840 ± 777	2 478 ± 275	2 655 ± 319	2 534 ± 310	1 223 ± 160	Non prélevée	15 730 ± 1 841
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	5 804 ± 659	2 103 ± 233	2 253 ± 271	2 150 ± 263	1 038 ± 136	Non calculée	13 348 ± 1 562
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	3 578 ± 501	3 458 ± 485	2 543 ± 326	1 043 ± 162	874 ± 141	140 ± 73	11 636 ± 1 688
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-38%	64%	13%	-52%	-16%	Non calculée	-13%
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	2 446 ± 342	2 363 ± 332	1 738 ± 222	713 ± 111	598 ± 97	96 ± 50	7 954 ± 1 154
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	1 599 ± 212	1 825 ± 228	2 438 ± 317	452 ± 117	434 ± 104	179 ± 71	6 927 ± 1 049
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-35%	-23%	40%	-37%	-27%	86%	-13%

Légende :

± : marge d'incertitude  
< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



### RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD

#### Erstein

Date de prélèvement : 15/10/2014  
 Altitude (mètre) : 157  
 Coordonnées GPS : N 48.41035° E 007.67161°  
 Description du site : Pelouse très basse, régulièrement fauchée, derrière la levée de digue du canal du Rhin  
 Caractéristiques du sol : Sol sombre limono-argileux très caillouteux  
 Radiométrie : LB123 (µSv/h) contact : 0,095 1 m : 0,102  
 SPP2 (c/s) contact : 60-65 1 m : 60-65

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	221014C1	221014C2	221014C3	221014C4	221014C5	221014C6
N° d'analyse	28147	28151	28152	28155	28156	28157
Date d'analyse	05/02/2015	09/02/2015	09/02/2015	11/02/2015	11/02/2015	12/02/2015
Temps de comptage (s)	31 162	29 504	55 551	30 244	55 722	31 111
Masse sèche analysée (g)	493,0	533,8	555,4	611,5	647,3	630,9
Masse sèche < 2 mm (g)	658,1	652,8	1154,2	1334,1	1461,6	1319,7
Masse sèche totale (g)	691,4	815,5	1409,8	1591,1	1790,2	1961,7
Taux de matière sèche	71%	79%	79%	80%	82%	86%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne	Ecartype
<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>								
Thorium 234**	44 ± 10	45 ± 10	51 ± 10	41 ± 11	41 ± 9	33 ± 9	43	6
Radium 226 *	52 ± 7	56 ± 7	61 ± 7	55 ± 7	49 ± 6	47 ± 6	53	5
Plomb 210**	70 ± 13	56 ± 11	58 ± 11	47 ± 10	40 ± 8	33 ± 8	51	13
<b>Uranium 235</b>	< 2,5	< 12	< 6	< 10	< 1,6	< 2,1		
<b>Chaîne du Thorium 232</b>								
Actinium 228	45 ± 7	45 ± 7	45 ± 6	51 ± 7	48 ± 6	46 ± 7	47	2
Plomb 212	44 ± 5	44 ± 5	45 ± 5	47 ± 6	47 ± 5	43 ± 5	45	2
Potassium 40	490 ± 60	480 ± 60	480 ± 60	520 ± 70	520 ± 60	520 ± 70	502	20

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	20 ± 3	20 ± 3	14 ± 2	5,4 ± 1	2,4 ± 0,5	1,5 ± 0,5
Césium 134	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2
Cobalt 58	< 0,5	< 0,5	< 0,4	< 0,5	< 0,3	< 0,4
Cobalt 60	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,1
Manganèse 54	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Antimoine 125	< 0,5	< 0,5	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,4
Argent 110 m	< 1,3	< 1,2	< 0,9	< 1,2	< 0,8	< 1,1
Américium 241**	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,2
Iode 131	< 0,4	< 0,4	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,3
Iode 129**	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,3
Ruthénium 106	< 1,8	< 1,8	< 1,3	< 1,6	< 1,2	< 1,5

#### Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

COMPARAISON DES RESULTATS AVEC LES ETUDES PRECEDENTES

**Erstein**

Dates des prélèvements : 15/10/2014 24/04/1998 18/01/1990

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	199 ± 21	45 ± 5	29 ± 4	7,2 ± 1,3	5,2 ± 1,5	Non prélevée
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	165 ± 18	37 ± 4	24 ± 3	6 ± 1	4 ± 1	Non calculée
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	31 ± 4	31 ± 6	30 ± 4	8,6 ± 1,4	5,5 ± 0,9	8,8 ± 1,6
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-81%	-16%	24%	45%	29%	Non calculé
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	21 ± 3	21 ± 4	20 ± 2	5,9 ± 1,0	3,8 ± 0,6	6,0 ± 1,1
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	20 ± 3	20 ± 3	14 ± 2	5,4 ± 1,0	2,4 ± 0,5	1,5 ± 0,5
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-7%	-7%	-31%	-9%	-36%	-75%

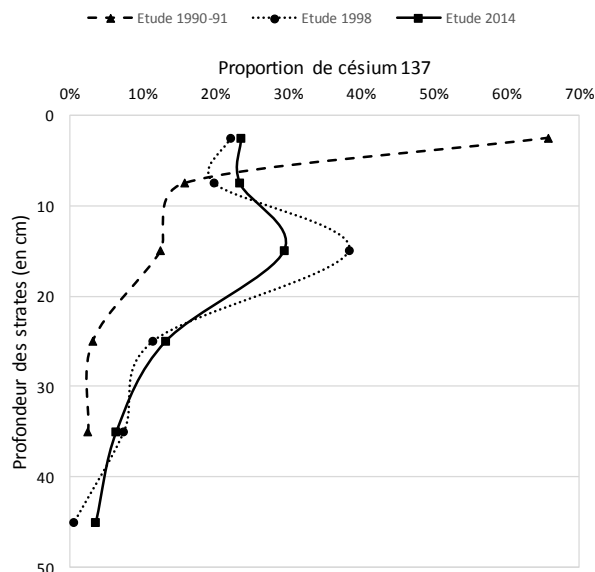
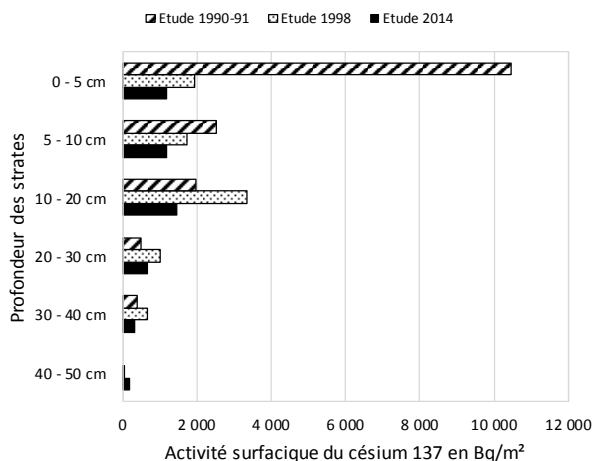
Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	10 477 ± 1 124	2 522 ± 295	1 987 ± 276	504 ± 95	404 ± 119	Non prélevée	15 894 ± 1 909
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	8 656 ± 929	2 084 ± 244	1 642 ± 228	416 ± 78	334 ± 98	Non calculée	13 132 ± 1 577
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	1 934 ± 283	1 734 ± 331	3 360 ± 415	1 005 ± 163	653 ± 109	55 ± 10	8 741 ± 1 311
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-78%	-17%	105%	141%	96%	Non calculée	-33%
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	1 322 ± 194	1 185 ± 226	2 296 ± 283	687 ± 111	446 ± 75	38 ± 7	5 973 ± 896
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	1 178 ± 163	1 168 ± 162	1 472 ± 201	661 ± 122	322 ± 67	182 ± 61	4 984 ± 776
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-11%	-1%	-36%	-4%	-28%	383%	-17%

Légende :

± : marge d'incertitude  
< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



**RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE  
GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD**

**Kruth**

Date de prélèvement : 14/10/2014  
 Altitude (mètre) : 514  
 Coordonnées GPS : N 74.94014° E 006.95887°  
 Description du site : Pelouse sauvage à proximité d'un cours d'eau, hors situation de crue. Fauchage probable de la pelouse.  
 Caractéristiques du sol : Sol argilo-sableux, très nombreux cailloux  
 Radiamétrie : LB123 (µSv/h) contact : 0,164 1 m : 0,147  
 SPP2 (c/s) contact : 110 1 m : 105-110

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm
Code échantillon	221014B1	221014B2	221014B3	221014B4
N° d'analyse	28140	28116	28117	28118
Date d'analyse	30/01/2015	14/01/2015	15/01/2015	15/01/2015
Temps de comptage (s)	231 409	55 101	30 648	54 745
Masse sèche analysée (g)	356,7	524,5	608,7	732,9
Masse sèche < 2 mm (g)	358,1	653,5	1032,8	932,7
Masse sèche totale (g)	365,0	655,7	1639,5	2033,0
Taux de matière sèche	51%	66%	80%	92%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	Moyenne	Ecartype
<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>						
Thorium 234**	110 ± 15	136 ± 20	158 ± 23	82 ± 13	122	33
Radium 226 *	68 ± 8	75 ± 9	79 ± 10	59 ± 7	70	9
Plomb 210**	247 ± 29	82 ± 14	64 ± 12	39 ± 8	108	94
<b>Uranium 235</b>	6,3 ± 3	< 11	< 10	< 6	6,3	
<b>Chaîne du Thorium 232</b>						
Actinium 228	47 ± 6	53 ± 7	56 ± 8	48 ± 6	51	4
Plomb 212	49 ± 5	54 ± 6	59 ± 7	50 ± 6	53	5
Potassium 40	850 ± 100	970 ± 110	1 030 ± 120	1 190 ± 130	1 010	141

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm
Césium 137	143 ± 15	45 ± 5	12 ± 2	3,4 ± 0,6
Césium 134	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Cobalt 58	< 0,3	< 0,4	< 0,4	< 0,3
Cobalt 60	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,1
Manganèse 54	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Antimoine 125	< 0,3	< 0,4	< 0,5	< 0,3
Cérium 144	< 0,6	< 1,0	< 1,3	< 0,8
Argent 110 m	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,1
Américium 241**	0,96 ± 0,35	< 0,3	< 0,4	< 0,3
Iode 129**	< 0,2	< 0,3	< 0,4	< 0,2
Ruthénium 106	< 1,0	< 1,5	< 1,9	< 1,2

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.



COMPARAISON DES RESULTATS AVEC LES ETUDES PRECEDENTES

**Kruth**

Dates des prélèvements : 14/10/2014 28/05/1998 13/11/1990

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	517 ± 54	61 ± 7	28 ± 4	25 ± 4	8 ± 2	Non prélevée
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	435 ± 46	51 ± 6	24 ± 4	21 ± 4	6 ± 2	Non calculée
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	304 ± 38	55 ± 9	10 ± 2	4,7 ± 0,9	2,8 ± 0,6	Non prélevée
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-30%	8%	-57%	-77%	-56%	Non calculé
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	208 ± 26	38 ± 6	6,9 ± 1,1	3,2 ± 0,6	1,9 ± 0,4	Non calculée
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	143 ± 15	45 ± 5	12 ± 2	3,4 ± 0,6	Non prélevée	Non prélevée
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-31%	19%	76%	5%	Non calculé	Non calculé

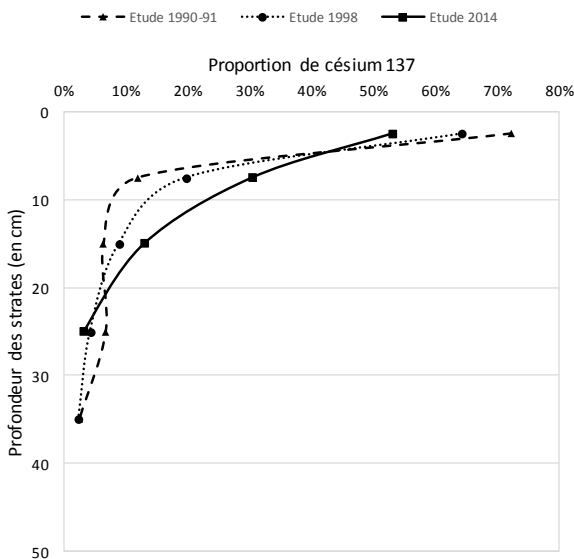
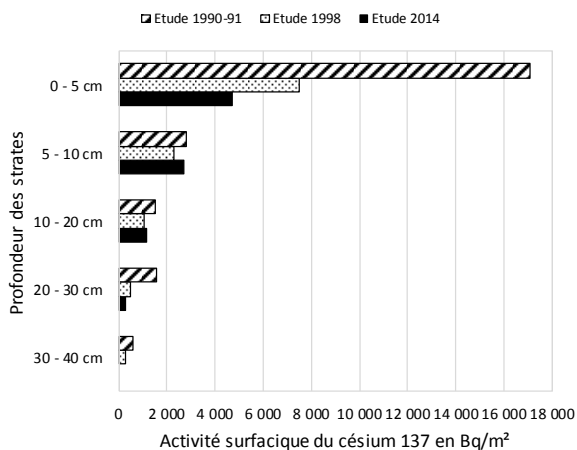
Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	17 075 ± 1 792	2 828 ± 331	1 514 ± 234	1 596 ± 270	591 ± 154	Non prélevée	23 604 ± 2 781
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	14 346 ± 1 506	2 376 ± 278	1 272 ± 197	1 341 ± 227	497 ± 129	Non calculée	19 831 ± 2 337
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	7 472 ± 940	2 303 ± 375	1 047 ± 161	507 ± 99	289 ± 62	Non prélevée	11 619 ± 1 636
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-48%	-3%	-18%	-62%	-42%	Non calculé	-41%
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	5 118 ± 644	1 577 ± 257	717 ± 110	348 ± 68	198 ± 42	Non calculée	7 957 ± 1 121
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	4 699 ± 493	2 699 ± 300	1 156 ± 171	291 ± 51	Non prélevée	Non prélevée	8 846 ± 1 015
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-8%	71%	61%	-16%	Non calculé	Non calculé	11%

Légende :

± : marge d'incertitude  
< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



### RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD

#### Wolfgantzen

Date de prélèvement : 16/10/2014  
 Altitude (mètre) : 203  
 Coordonnées GPS : N 48.02864° E 007.50291°  
 Description du site : Friche inutilisée, situation très basse au centre de la plaine rhénane.  
 Caractéristiques du sol : Sol marron limono-sableux présentant de nombreux cailloux  
 Radiométrie : LB123 (µSv/h) contact : 0,087 1 m : 0,105  
 SPP2 (c/s) contact : 45-50 1 m : 45

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	221014E1	221014E2	221014E3	221014E4	221014E5	221014E6
N° d'analyse	28133	28138	28141	28142	28145	28146
Date d'analyse	26/01/2015	29/01/2015	02/02/2015	02/02/2015	04/02/2015	04/02/2015
Temps de comptage (s)	54 866	30 639	30 449	55 087	29 070	56 441
Masse sèche analysée (g)	552,2	569,3	612,1	650,6	639,8	614,4
Masse sèche < 2 mm (g)	746,6	754,2	1388,0	1423,3	1615,8	1545,0
Masse sèche totale (g)	777,5	881,9	1802,5	1818,1	1848,6	1726,5
Taux de matière sèche	76%	83%	88%	91%	91%	90%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne	Ecartype
<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>								
Thorium 234**	18 ± 5	19 ± 6	24 ± 7	19 ± 6	24 ± 7	21 ± 6	21	3
Radium 226 *	25 ± 3	25 ± 4	26 ± 4	25 ± 3	25 ± 4	23 ± 3	25	1
Plomb 210**	37 ± 8	33 ± 8	26 ± 7	25 ± 6	22 ± 6	21 ± 6	27	6
<b>Uranium 235</b>	< 1,5	< 2	< 1,8	< 1,3	< 1,8	< 1,4		
<b>Chaîne du Thorium 232</b>								
Actinium 228	19 ± 3	24 ± 4	22 ± 4	22 ± 4	23 ± 4	22 ± 4	22	2
Plomb 212	22 ± 3	22 ± 3	22 ± 3	23 ± 3	22 ± 3	22 ± 3	22	1
Potassium 40	386 ± 49	410 ± 50	420 ± 50	399 ± 49	390 ± 50	384 ± 48	398	14

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	21 ± 3	20 ± 3	11 ± 2	5,3 ± 0,8	1,9 ± 0,5	1,3 ± 0,4
Césium 134	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cobalt 58	< 0,3	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,2	< 0,3
Cobalt 60	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Manganèse 54	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Antimoine 125	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Argent 110 m	< 0,7	< 0,9	< 0,9	< 0,7	< 0,8	< 0,7
Américium 241**	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Iode 131	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Iode 129**	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Ruthénium 106	< 1,1	< 1,5	< 1,4	< 1,0	< 1,1	< 1,0

#### Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

COMPARAISON DES RESULTATS AVEC LES ETUDES PRECEDENTES

Wolfgantzen

Dates des prélèvements : 16/10/2014 30/04/1998 21/03/1991

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	68 ± 8	30 ± 3	30 ± 4	7,8 ± 1,6	3,9 ± 0,8	Non prélevée
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	58 ± 7	25 ± 3	25 ± 3	7 ± 1	3 ± 1	Non calculée
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	52 ± 7	26 ± 4	11 ± 2	1,1 ± 0,3	0,5 ± 0,3	0,7 ± 0,3
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-11%	0,4%	-56%	-83%	-85%	Non calculé
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	35 ± 5	17 ± 3	7,5 ± 1,0	0,8 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	21 ± 3	20 ± 3	11 ± 2	5,3 ± 0,8	1,9 ± 0,5	1,3 ± 0,4
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-39%	15%	45%	574%	468%	184%

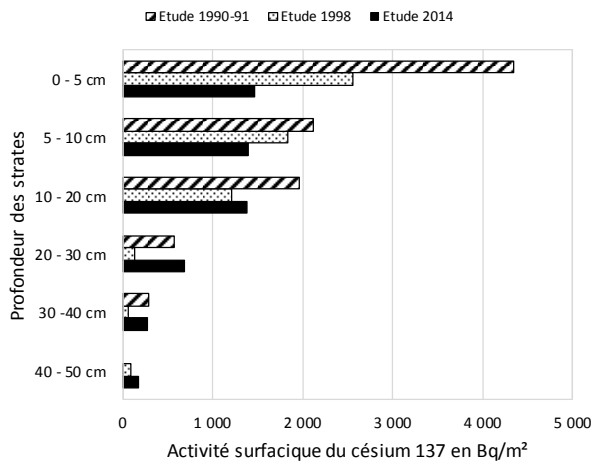
Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1990	4 340 ± 488	2 115 ± 232	1 963 ± 248	573 ± 119	294 ± 61	Non prélevée	9 285 ± 1 148
<sup>137</sup> Cs 1998 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1990	3 683 ± 414	1 795 ± 197	1 666 ± 210	486 ± 101	249 ± 52	Non calculée	7 878 ± 974
<sup>137</sup> Cs mesuré en 1998	2 555 ± 329	1 839 ± 286	1 206 ± 166	138 ± 42	62 ± 37	86 ± 35	5 887 ± 895
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-31%	2%	-28%	-72%	-75%	Non calculée	-25%
<sup>137</sup> Cs 2014 théorique à partir de l'activité du <sup>137</sup> Cs de 1998	1 747 ± 225	1 257 ± 196	825 ± 114	94 ± 28	42 ± 25	59 ± 24	4 025 ± 612
<sup>137</sup> Cs mesuré en 2014	1 466 ± 185	1 391 ± 187	1 389 ± 204	692 ± 105	282 ± 74	180 ± 54	5 401 ± 808
Ecart <sup>137</sup> Cs mesuré/ <sup>137</sup> Cs théorique	-16%	11%	68%	636%	564%	205%	34%

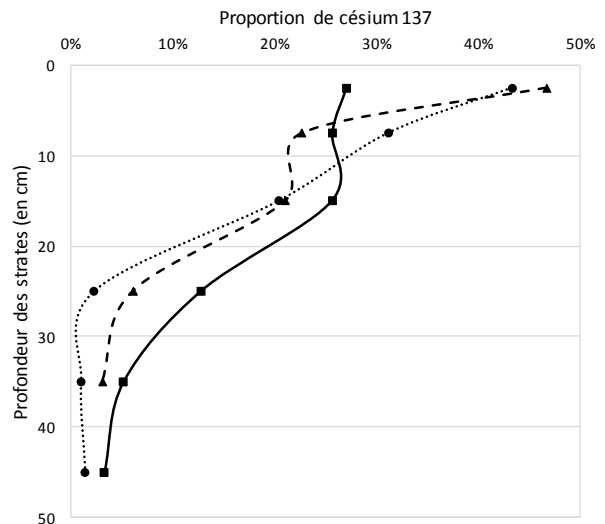
Légende :

± : marge d'incertitude  
< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



▲ - Etude 1990-91    ● - Etude 1998    ■ - Etude 2014



## ANNEXE 4

## Résultat des mesures radiométriques de terrain

## I. RESULTATS DE LA SPECTROMETRIE DE TERRAIN

Les résultats de la spectrométrie de terrain obtenus et traités par André Paris sont présentés dans le Tableau 5.

Site de prélèvement	Point de mesure	Coups total (c/s)	Césium 137 (c/s)	Potassium 40 (c/s)
Aubure	Carotte 1	496	1,89	6,9
	Carotte 2	510	2,65	7,1
	Carotte 3	509	1,85	6,9
	Sol forestier	254	4,75	2,3
	Pied hêtre	249	12,87	1,0
Breitenbach	Carotte 1	1075	-	12,1
	Carotte 2	1070	1,43	12,9
	Carotte 3	1027	-	12,9
	Sol forestier	1123	4,45	14,6
	Sol forestier	1115	3,83	12,9
Durmenach	Carotte 1	464	1,98	3,1
	Carotte 2	463	-	3,4
	Carotte 3	455	1,76	3,1
	Bordure boisée	468	2,03	3,5
Erstein	Carotte 1	403	-	4,0
	Carotte 2	412	2,57	4,6
	Carotte 3	396	-	3,8
	Bois	387	-	5,0
Kruth	Carotte 1	717	5,83	6,9
	Carotte 2	706	5,56	7,3
	Carotte 3	709	6,03	7,0
Wolfgantzen	Carotte 1	304	1,85	3,8
	Carotte 2	308	1,56	4,2
	Carotte 3	304	1,36	5,0
	Bois*	297	1,3	4,0

**Tableau 5 : Nombre de coups par seconde total sur le spectre de 300 s, nombre de coups par seconde sur le pic du césium 137 à 661,7 keV et sur le pic du potassium 40 à 1460,8 keV.**

\*Comptage sur 150 secondes.

Les résultats de spectrométrie de terrain sont entachés d'une forte incertitude en ce qui concerne le pic du césium 137. Ils ne révèlent pas d'inhomogénéité réellement significative sur les trois points de carottage associés à une même station.

Les comparaisons effectuées sur les sites d'Aubure et Breitenbach, avec des stations en milieu forestier proche, mettent en évidence une contamination en césium 137 plus élevée dans ces milieux comme cela avait été observé lors d'études précédentes. Pour ces deux exemples, l'activité du césium 137 superficiel est, sous couvert forestier, 2 à 3 fois supérieure à celle enregistrée au niveau des points de carottage en milieu ouvert. On note également l'accumulation du césium 137 au pied des hêtres à Aubure.

## II. MESURE DU FLUX DE RAYONNEMENT GAMMA ET DU DEBIT D'EQUIVALENT DE DOSE AMBIANT

Les résultats des mesures radiométriques sont regroupés dans le Tableau 6 ci-dessous. Ces mesures ont été effectuées par Mr Christian Courbon (technicien de la CRIIRAD spécialiste des investigations de terrain).

Il s'agit :

- Des mesures de flux de rayonnement gamma effectuées avec un SPP2, au contact et à 1 mètre, exprimées en coups par seconde (c/s).
- Des mesures du débit d'équivalent de dose ambiant, effectuées à 1 mètre et au contact et exprimées en microsieverts par heure ( $\mu\text{Sv/h}$ ). Ces valeurs ont été obtenues après soustraction du mouvement propre de l'appareil de 0,0175  $\mu\text{Sv/h}$ . Elles correspondent à la moyenne de 3 mesures réalisées durant 100 secondes chacune.

Sites de prélèvement	SPP2		LB 123	
	contact (c/s)	1 m (c/s)	Contact moyenne ( $\mu\text{Sv/h}$ )	1 m moyenne ( $\mu\text{Sv/h}$ )
Aubure	75-80	65-70	0,138	0,145
Breitenbach	160-170	150-160	0,272	0,219
Durmenach	70	65-70	0,124	0,094
Erstein	60-65	60-65	0,095	0,102
Kruth	110	105-110	0,164	0,147
Wolfgangtzen	45-50	45	0,087	0,105

**Tableau 6 : Résultats des mesures radiométriques de terrain réalisées au SPP2 et au LB 123.**

Les données de terrain obtenues sont en accord avec les résultats des analyses réalisées en laboratoire. En effet, le flux de rayonnement gamma et le débit d'équivalent de dose ambiant mesurés à Breitenbach et à Kruth (dont les activités des radionucléides d'origine naturelle sont supérieures à la moyenne de la croûte terrestre) sont de l'ordre de 110 à 170 c/s et de 0,272 à 0,147  $\mu\text{Sv/h}$ , alors que pour les autres sites étudiés, les mesures donnent des valeurs comprises entre 45 et 80 c/s et 0,087 et 0,145  $\mu\text{Sv/h}$ .

Ces observations sont cohérentes avec les données acquises par le laboratoire de la CRIIRAD sur différentes régions de France à l'aide du même matériel radiométrique et selon la même méthodologie. Les ordres de grandeurs habituellement rencontrés dans un environnement classique sont :

- de 30 à 60 c/s et de 0,07 à 0,12  $\mu\text{Sv/h}$  pour des sols dont la teneur en radionucléides naturels des chaînes de l'uranium 238 et du thorium 232 est faible (de 20 à 30 Bq/kg) ;
- de 150 à 250 c/s et de l'ordre de 0,2  $\mu\text{Sv/h}$  pour des sols dont la teneur en radionucléides naturels appartenant aux chaînes de l'uranium 238 et du thorium 232 est de l'ordre de 100 Bq/kg.

Une vérification plus poussée nécessite cependant de tenir compte de la contribution de chaque radionucléide à la dose. En effet, les rayonnements émis par les différents radionucléides n'ont pas la même force de pénétration et ne transportent pas la même quantité d'énergie. Pour une même activité massique, on peut considérer que le radium 226 et ses descendants délivrent une dose efficace 11 fois supérieure à celle du potassium 40, 5 fois supérieure à celle du césium 137 et 0,74 fois inférieure à celle du thorium 232 et de ses descendants.

## ANNEXE 5

### Contribution à la dose en 2014

L'objet de cette annexe est de donner un ordre de grandeur de l'exposition externe imputable au césium 137 sur la base des résultats des carottages effectués en octobre 2014.

Pour chacun des sites échantillonnés, les activités massiques moyennes des 30 premiers centimètres de sol ont été converties en débit de dose efficace théorique à l'aide des coefficients proposés par l'UNSCEAR pour les radionucléides naturels (UNSCEAR, 2000) :

- Potassium 40 : 0,0417 nGy/h par Bq/kg ;
- Thorium 232 et descendants : 0,604 nGy/h par Bq/kg ;
- Radium 226 et descendants : 0,462 nGy/h par Bq/kg.

Ces trois valeurs permettent d'évaluer le rayonnement tellurique d'origine naturelle. Il faut par ailleurs tenir compte de la contribution du rayonnement cosmique. L'UNSCEAR retient, pour le rayonnement ionisant hors composante neutronique, une valeur annuelle de 280 microsievverts, ce qui correspond à un débit de dose efficace de 0,032  $\mu\text{Sv/h}$ .

Le coefficient utilisé pour le césium 137 est proposé par l'IPSN (1999), aujourd'hui IRSN, et est de 0,09 nSv/h par Bq/kg pour une concentration moyenne sur les 15 premiers centimètres du sol. La distribution du césium 137 dans le sol n'étant pas homogène, ce mode de calcul peut sensiblement sous-estimer la dose.

Le Tableau 7 ci-dessous présente le débit de dose mesuré et la contribution en pourcentage des différents radionucléides à la dose reçue, ainsi que le débit de dose calculé dû au césium 137.

Site de prélèvement	Débit d'équivalent de dose ( $\mu\text{Sv/h}$ )	Activité massique du $^{137}\text{Cs}$ sur 20 cm (Bq/kg)	Contribution en % au rayonnement total calculé					Débit de dose dû au $^{137}\text{Cs}$ ( $\mu\text{Sv/h}$ )
			Cosmique	$^{238}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$	
Aubure	<b>0,145</b>	28	27%	19%	17%	35%	2,1%	<b>0,003</b>
Breitenbach	<b>0,219</b>	7	17%	18%	33%	32%	0,3%	<b>0,001</b>
Durmenach	<b>0,094</b>	18	33%	22%	28%	15%	1,7%	<b>0,002</b>
Erstein	<b>0,102</b>	13	30%	24%	26%	19%	1,1%	<b>0,001</b>
Kruth	<b>0,147</b>	50	23%	23%	22%	30%	3,2%	<b>0,005</b>
Wolfgangtzen	<b>0,105</b>	13	43%	15%	18%	23%	1,6%	<b>0,002</b>
<b>Moyenne</b>	<b>0,135</b>	21	<b>29%</b>	<b>20%</b>	<b>24%</b>	<b>25%</b>	<b>2%</b>	<b>0,002</b>

**Tableau 7 : Contribution des différents radionucléides à la dose externe reçue.**

Le rayonnement d'origine naturelle (composante cosmique et tellurique) constitue de 98% à près de 100% du débit de dose total. La contribution du césium 137 est en moyenne de 2%.

Le débit de dose moyen, associé à une contamination en césium 137 de 21 Bq/kg sec dans les 20 premiers centimètres de sol est de 0,002  $\mu\text{Sv/h}$ . Le maximum est de 0,005  $\mu\text{Sv/h}$  pour une contamination de 50 Bq/kg mesurée à Kruth.

A partir de ces estimations, il est possible d'établir des fourchettes d'exposition, présentées dans le Tableau 8 avec les estimations réalisées lors de l'étude de 1998, en se basant sur les scénarii suivants :

- Scénario 1 : exposition limitée à des promenades hebdomadaires de 2h.
- Scénario 2 : exposition d'environ 1h par jour.
- Scénario 3 : exposition professionnelle standard de 8h par jour, 220 jours par an.
- Scénario 4 : exposition professionnelle atypique : 6h par jour 365 jours par an.

	1998		2014	
	Dose moyenne ajoutée (calculée sur 28 stations)	Dose maximale ajoutée (site du Bonhomme)	Dose moyenne ajoutée (calculée sur 6 stations)	Dose maximale ajoutée (site de Kruth)
Scénario 1	0,3 à 1,15 µSv/an	1,6 à 2,9 µSv/an	0,2 à 0,4 µSv/an	0,5 à 0,8 µSv/an
Scénario 2	1,5 à 4 µSv/an	5 à 10 µSv/an	0,8 à 1,5 µSv/an	1,7 à 2,7 µSv/an
Scénario 3	7 à 20 µSv/an	26 à 50 µSv/an	3,7 à 7 µSv/an	8 à 13 µSv/an
Scénario 4	9 à 24 µSv/an	33 à 61 µSv/an	5 à 9 µSv/an	10 à 16 µSv/an

**Tableau 8 : Dose moyenne et maximale ajoutée du fait de la présence de césium 137 dans les horizons de surface des sols des études de 1998 et de 2014.**

L'exposition externe imputable au césium 137 présent dans le sol reste dans la gamme des très faibles doses de rayonnements ionisants, avec un surcroît d'exposition qui était de l'ordre de 10 µSv/an voire de quelques dizaines de µSv/an pour 1998.

En 2014, cette exposition est de l'ordre de quelques µSv/an et dépasse 10 µSv/an pour les scénarii 3 et 4 (on notera qu'ils ne constituent pas des maxima, puisque ces évaluations ne tiennent pas compte des sols forestiers, des points d'accumulation, etc... La seule exposition externe peut donc dépasser le seuil de référence édicté par l'Union Européenne pour juger de l'impact dosimétrique d'une seule pratique (10 µSv/an en deçà duquel le risque associé est considéré comme négligeable). L'impact résiduel de Tchernobyl, qui doit s'apprécier de façon globale, en ajoutant les doses par expositions internes, et notamment par ingestion de denrées alimentaires contaminées, n'est donc toujours pas descendu en dessous du seuil du « négligeable ».

NB : il faut garder à l'esprit en effet, le fait que l'exposition interne peut constituer la part la plus importante de la dose.

## REFERENCES

- CRIIRAD. (1991). *Evaluation de la contamination des sols en Alsace*.
- CRIIRAD. (2001). *Bilan des retombées de Tchernobyl dans les sols de la région Alsace*.
- CRIIRAD, & Paris, A. (2002). *Contaminations radioactives : atlas France et Europe*. Barret-sur-Meouge: Yves Michel.
- Greeman, D., & Rose, A. (1990). Form and behaviour of radium, uranium and thorium in central Pennsylvania soils derived from dolomite. *Geophysical Research Letters*, 17, p. 833.
- IPSN. (1999). *Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl*. EDP Science.
- IRSN. (2012). *Bilan de l'état radiologique de l'environnement français en 2012. Synthèse des résultats des réseaux de surveillance de l'IRSN*.
- Tzortzis, M., Tsertos, H. (2004). Determination of thorium, uranium and potassium elemental concentrations in surface soils in Cyprus. *Journal of Environmental Radioactivity*, 77, 325–338.
- UNSCEAR. (2000). *SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION Volume I : SOURCES*.
- Von Gunten, H. R., Surbeck, H., & Rössler, E. (1996). Uranium Series Disequilibrium and High Thorium and Radium Enrichments in Karst Formations. *Environmental Science and Technology*, 30, p. 1268.

Carte 3 : Retombées en césium 137 de Tchernobyl (fin avril- mai 1986),  
estimées à partir des résultats de l'étude de 1990-91.

