

**CRII-RAD**

Commission de Recherche et d'information Indépendantes sur la Radioactivité

RAPPORT D'ETUDE N° 2000-04

**Contrôles radiologiques  
effectués au 36, chemin du Couvent,  
à Gif-sur-Yvette (91)**

Étude réalisée par le laboratoire de la CRII-RAD  
à la demande de Monsieur J. GARCIA

Mesures et prélèvements sur site : 8 et 9 novembre 1999

Responsable de l'intervention : Christian COURBON, technicien spécialisé

Rédaction du rapport : Février 2000

Responsables d'étude : Bruno CHAREYRON, ingénieur en physique nucléaire  
Corinne CASTANIER, directrice

Assistant : Julien SYREN, ingénieur géologue

**LABORATOIRE DE LA CRII-RAD**  
471, Avenue Victor Hugo, 26000 Valence  
☎ 04 75 41 82 55      📠 04 75 81 26 48  
<http://www.criirad.com>    [contact@criirad.com](mailto:contact@criirad.com)

# SOMMAIRE

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>3</b>
1.1	RAPPELS CHRONOLOGIQUES.....	3
1.2	OBJECTIFS DE L'ÉTUDE CRII-RAD.....	5
<b>2</b>	<b>MESURE DE L'IRRADIATION EXTERNE.....</b>	<b>6</b>
2.1	MÉTHODOLOGIE .....	6
2.1.1	MESURE DU FLUX DE RAYONNEMENT GAMMA .....	6
2.1.2	MESURE DU DÉBIT DE DOSE ÉQUIVALENTE.....	6
2.2	RÉSULTATS DES MESURES .....	7
2.2.1	RAPPEL DES VALEURS NATURELLES ATTENDUES .....	7
2.2.2	RÉSULTATS DES CONTRÔLES EFFECTUÉS À L'EXTÉRIEUR .....	7
2.2.3	RÉSULTATS DES CONTRÔLES EFFECTUÉS À L'INTÉRIEUR .....	7
2.2.4	CONCLUSION .....	8
<b>3</b>	<b>ANALYSES DE SOL.....</b>	<b>9</b>
3.1	MÉTHODOLOGIE.....	9
3.1.1	RÉALISATION DES PRÉLÈVEMENTS .....	9
3.1.2	PRÉPARATION ET ANALYSE DES ÉCHANTILLONS .....	10
3.2	RÉSULTATS DES ANALYSES ET INTERPRÉTATION.....	10
3.2.1	PRÉSENTATION .....	10
3.2.2	CALCUL DE L'ACTIVITÉ MASSIQUE TOTALE.....	11
3.2.3	RADIOTOXICITÉ.....	13
3.2.4	« DURÉE DE VIE » DES DÉCHETS RADIOACTIFS .....	14
<b>4</b>	<b>MESURE DE L'ACTIVITE DU RADON 222.....</b>	<b>15</b>
4.1	GÉNÉRALITÉS .....	15
4.1.1	LES NIVEAUX DE RÉFÉRENCE .....	15
4.1.2	IRRADIATION DES POUMONS ET RISQUE CANCÉRIGÈNE .....	15
4.2	PROTOCOLE DE MESURE.....	16
4.2.1	DES MESURES INTÉGRÉES.....	16
4.2.2	EVALUATION DE F, DE L'EAP ET DES RISQUES .....	17
4.2.3	CHOIX DES PIÈCES .....	18
4.3	RÉSULTATS DES MESURES .....	18
4.3.1	RÉSULTAT DES MESURES INTÉGRÉES .....	18
4.3.2	COMPARAISON AVEC LES RÉSULTATS DE L'OPRI.....	20
4.3.3	MESURES EN CONTINU DE L'ACTIVITÉ DU RADON 222 .....	20

<b>4.4</b>	<b>EVALUATION DES DOSES</b> .....	<b>21</b>
4.4.1	ESTIMATION DES TEMPS D'OCCUPATION.....	21
4.4.2	CALCUL DES EXPOSITIONS .....	21
<b>5</b>	<b>EVALUATION DU RISQUE SANITAIRE</b> .....	<b>24</b>
<b>5.1</b>	<b>ÉVALUATION DE L'EXPOSITION TOTALE AJOUTÉE</b> .....	<b>24</b>
5.1.1	VOIES D'EXPOSITION .....	24
5.1.2	ÉVALUATION DE LA DOSE EFFICACE TOTALE .....	24
5.1.3	LES EXPOSITIONS PASSÉES .....	25
<b>6</b>	<b>NORMES ET RISQUE SANITAIRE</b> .....	<b>26</b>
6.1.1	SITUATION DU SITE EN REGARD DES NORMES DISPONIBLES.....	26
6.1.2	ÉVALUATION DU RISQUE SANITAIRE .....	27
<b>7</b>	<b>CONCLUSION</b> .....	<b>29</b>
7.1.1	CONCERNANT LE DEVENIR DU SITE.....	29
7.1.2	CONCERNANT LES RESPONSABILITÉS.....	30
7.1.3	CONCERNANT L'ENSEMBLE DU QUARTIER.....	31
7.1.4	PERSPECTIVES .....	32
	<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>33</b>

**ANNEXES**.....

....

# 1 INTRODUCTION

Le laboratoire de la CRII-RAD a été contacté, en octobre 1999, par Monsieur Garcia, propriétaire d'une villa qu'il habite avec son épouse, au 36, chemin du Couvent, à Gif-sur-Yvette, dans l'Essonne et dans laquelle il souhaitait faire effectuer des contrôles radiologiques. Cette démarche faisait suite à beaucoup d'autres, conduites, des années durant, auprès des pouvoirs publics, des élus et des administrations compétentes.

## 1.1 RAPPELS CHRONOLOGIQUES<sup>1</sup>

Le passé de cette propriété, et des terrains alentours, est singulier car ils sont issus de la mise en lotissement d'une vaste propriété ayant appartenu à la **Société Nouvelle du Radium** (SNR). Cette société a été créée au début du siècle (statuts déposés en 1916) par Jacques Danne, un collaborateur de Pierre et Marie Curie, afin de produire du radium, de l'uranium et du thorium destinés à être vendus aux laboratoires de recherche et aux médecins pour le traitement des cancers. La société a cessé ses activités en **1956** et a été mise en liquidation judiciaire en **1957**.

Plusieurs documents indiquent que la **contamination radioactive** des installations de la SNR est avérée et officiellement reconnue dès cette date. Des demandes d'intervention sont adressées au centre d'études nucléaires de Saclay (CEN-S) par la SNR (en 1958), puis par la préfecture de Seine-et-Oise (en 1959). Dans un premier temps, l'Administrateur général du CEA répond que les travaux de neutralisation constituent une opération trop importante pour qu'il puisse la prendre en charge. Sont également posées la question de la gestion des déchets et celle de la prise en charge financière des travaux d'assainissement. **Le 12 décembre 1959, un arrêté municipal interdit l'accès au site de la SNR** ainsi que l'enlèvement de matériaux tant que les lieux n'ont pas été décontaminés.

Lorsque cet arrêté est pris, le terrain situé au 36, chemin du Couvent a déjà été vendu par la SNR à un particulier, **M. Cybulski**. La transaction a été réalisée par Mme Danne, spécialement autorisée par délibération du conseil d'administration en date du **18 mars 1957**. Le **permis de construire** a été délivré par la préfecture de Seine-et-Oise le **23 avril 1958**.

La maison change de propriétaire une première fois en 1963. Elle n'est pas encore tout à fait achevée quand elle est rachetée en **1964**, par M. et Mme Garcia. A cette date, **les acquéreurs n'ont aucune inquiétude quant à la salubrité de leur future habitation et l'acte de vente n'est grevé d'aucune servitude liée à la présence de déchets radioactifs**.

Sur les terrains qui appartiennent toujours à la SNR, rien n'est fait avant **1969**, date à laquelle le préfet de l'Essonne adresse à Mme Danne une **mise en demeure** de faire procéder à la **décontamination** des installations. Le Service de Protection Radiologique (SPR) du CEN-S est chargé des travaux qui débutent en août et se terminent en décembre.

Un second chantier est ouvert en **1974** pour la **démolition** des bâtiments de la SNR. Les travaux sont confiés à une entreprise conventionnelle, sous la surveillance du SPR qui est chargé de l'évacuation des déchets radioactifs. A l'issue des travaux, il est question de lotir les terrains de la SNR (futur lotissement des Coudraies). C'est alors que le dossier va être porté sur la place publique. En juin 1974, un ingénieur du CEA intéressé par l'achat d'un terrain, effectuée, à titre privé, des relevés et découvre l'importance de la radioactivité résiduelle. Le dossier est alors médiatisé et devient **l'affaire DELRIEUX** du nom de l'ingénieur.

<sup>1</sup> Les indications qui suivent sont données sous réserve de recherches et vérifications ultérieures qui devront permettre de reconstituer précisément la chronologie et d'établir les responsabilités.

Le SPR (CEN-S) est à nouveau saisi et les contrôles sont élargis à l'ensemble du terrain SNR (où de nouveaux travaux de décontamination sont entrepris) et à ses abords.

**C'est dans ce contexte que les époux Garcia découvrent, 10 ans après leur installation, que leur propriété est susceptible d'être polluée.** La découverte est fortuite : un ami qui devait effectuer des relevés dans les terrains contaminés leur rend visite afin de faire quelques mesures préalables hors de la zone polluée. A leur complète surprise, les mesures révèlent une situation tout à fait préoccupante.

Quelques mois plus tard, **en janvier 1975**, des contrôles sont effectués par le SPR. Sur la base de ces résultats, le SCPRI (service central de protection contre les rayonnements ionisants) **conclut à la nécessité de décontaminer**. Les travaux sont confiés au SPR et débutent le 10 février 1975.

Le terrain est largement décapé. Une partie des terres prélevées est mise en fûts ; une autre partie, déversée dans des bennes, aurait été utilisée dans un chantier de construction autoroutière. Au rez-de-chaussée, le sol du garage est partiellement plombé afin d'atténuer le rayonnement gamma. Le sol de terre battue de la cave est recouvert d'une dalle de béton : dans un premier temps, les techniciens ont commencé à creuser pour enlever les déchets radioactifs mais ils ont rapidement abandonné (« *si on continue, on va se retrouver en Australie* »).

La facture est envoyée le 20 mai par le SPR à la municipalité de Gif-sur-Yvette. La décontamination est terminée : **des réserves sont émises pour tous travaux de terrassement mais il est clairement indiqué aux propriétaires, qu'à cette réserve près, il n'y a plus de danger**. Ces affirmations restent verbales. Aucun rapport écrit ne leur est remis.

Au total, hors des limites de la SNR, **39 propriétés** sont identifiées comme nécessitant des contrôles. Les contrôles sont réalisés en 1976 par le SPR, mandaté par la préfecture. En août 1977, le SPR adresse aux autorités un dossier récapitulatif proposant des limites d'assainissement et des travaux complémentaires. Aucune suite officielle n'est donnée.

Le SPR interviendra à plusieurs reprises entre 1977 et 1983, à la demande de propriétaires et à leur frais. Une réunion en date de 1984 entre le SCPRI, le SPR et M. Tavernier, député de la circonscription, conclut qu'il n'existe pas, en l'état, de risque sanitaire, même si le préjudice économique n'est pas contesté.

**Entre 1981 et 1998**, M. Garcia parvient à obtenir trois saisines successives du **Médiateur de la République** ... mais toutes les interventions restent infructueuses.

*« Il faut souligner que les diverses administrations concernées auprès desquelles je suis intervenu, n'ont pu apporter une solution à cette affaire. (...) Cependant, Monsieur Garcia et d'une façon plus générale, l'ensemble des propriétaires de cette zone qui reste contaminée en profondeur, n'ont pas à subir les conséquences dommageables d'une situation à laquelle ils sont complètement étrangers. »* Lettre du médiateur au Premier ministre, en date du 8 juin 1988.

La situation est bloquée car ni le SCPRI, ni la préfecture ne remettent en cause le diagnostic d'absence de risque établi en 1975 par le SPR du centre de Saclay.

Dans un courrier en date du 21 juillet 1987, le SCPRI rappelle que : « *les contrôles pratiqués ont confirmé qu'à la suite de ces opérations, il ne subsistait pas de situation préoccupante du point de vue de la santé publique.* ». Il propose cependant de « *faire pratiquer un nouveau contrôle par les services du Commissariat à l'Énergie Atomique* ». La proposition restera sans suite.

Dans un courrier daté du 29 mai 1998, le Préfet de l'Essonne se réfère encore au bilan du SPR : une « *étude approfondie* » a conclu « *qu'il n'existait pas, dans les conditions actuelles, de risque sanitaire et qu'une décontamination complète (...) rencontrerait des difficultés techniques considérables et entraînerait des dépenses sans commune mesure avec le risque encouru.* ».

Cette même année, l'obstination des propriétaires finit par porter ses fruits. La DDASS intervient de façon positive dans le dossier. L'institut de veille sanitaire est informé. Le Préfet de l'Essonne saisit l'**Office de Protection Contre les Rayonnements Ionisants (OPRI)** d'une

demande d'expertise. L'OPRI intervient le 12 octobre 1998 et procède à un relevé radiométrique et à « des échantillonnages de sols, de débris terreux, de champignons et de mousses ». Les résultats sont publiés dans un procès-verbal transmis aux propriétaires. Concernant l'impact sanitaire, l'OPRI conclut que « la situation n'est pas anodine » mais qu'elle n'est « pas sanitaire dangereuse ». Dans un rapport séparé, daté de juin 1999, où il rend compte des mesures de radon effectuées plus de 4 mois après la première intervention, l'OPRI indique que les concentrations sont supérieures au seuil d'alerte de 1 000 Bq/m<sup>3</sup>. En dépit de ces nouveaux résultats, il ne revient pas sur le diagnostic sanitaire précédemment posé.

Le 29 juillet 1999, M. et Mme Garcia déposent une demande d'indemnisation auprès du Préfet de l'Essonne. Du fait de la décision implicite de rejet, ils déposent, quelques mois plus tard, un recours en indemnisation auprès du tribunal administratif de Versailles.

## 1.2 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE CRII-RAD

Dans ce contexte, et compte tenu des résultats déjà disponibles, l'étude réalisée par la CRII-RAD avait un double objectif :

1. évaluer l'ordre de grandeur des expositions liées à la présence des matières radioactives, et par conséquent l'ordre de grandeur des risques sanitaires;
2. établir la situation de l'habitation en regard des normes de radioprotection.

Il ne s'agissait pas d'effectuer une expertise détaillée, incluant par exemple une cartographie radiométrique très précise, mais de poser un diagnostic global de la situation du site. Pour cela, les contrôles ont été ciblés sur :

- des mesures du flux de rayonnement gamma et du débit d'équivalent de dose, sur le terrain et à l'intérieur de la maison ;
- des prélèvements de sol en différents points chauds du jardin pour analyse par spectrométrie gamma ;
- des mesures de radon aux différents étages de l'habitation.

Les mesures et prélèvements sur site ont été effectués par Christian Courbon, technicien spécialisé, les 8 et 9 novembre 1999. Les dosifilms ont été exposés du 9 novembre au 10 décembre, soit un temps d'exposition réduit par rapport aux délais habituels. La décision a été prise au vu des résultats obtenus par l'OPRI sur une durée de 3 mois, afin de limiter au maximum les délais de réalisation de l'étude compte tenu des niveaux de risque attendus.

Le présent rapport rend compte du résultat de ces investigations et des conclusions qui en ont été tirées.

## 2 MESURE DE L'IRRADIATION EXTERNE

### 2.1 MÉTHODOLOGIE

L'écorce terrestre contient naturellement un certain nombre de radionucléides dits primordiaux : uranium 238, uranium 235, thorium 232, potassium 40, rubidium 87. Les trois premiers donnent naissance, en se désintégrant, à une succession de produits radioactifs (voir chaînes de désintégration en annexe 1). Plusieurs de ces radionucléides sont des émetteurs de rayonnements gamma, rayonnements particulièrement pénétrants qui peuvent parcourir plusieurs centimètres à travers la matière dense (eau, terre) et plusieurs dizaines de mètres dans l'air.

#### 2.1.1 MESURE DU FLUX DE RAYONNEMENT GAMMA

Les mesures de flux de rayonnement gamma ont été réalisées au moyen d'un **scintillomètre SPP2** de marque SAPHYMO, porté à quelques centimètres au-dessus du sol. Les résultats sont exprimés en **coups par seconde (c/s)**.

L'objectif était de localiser les zones du terrain ou de l'habitat générant un niveau d'irradiation externe anormalement élevé par rapport au niveau attendu. Il s'agissait de procéder à une **exploration préliminaire**, par balayage large, et non pas d'établir une cartographie fine, mètre par mètre, avec marquage au sol. Un relevé plus systématique, selon un maillage resserré, permettrait, sans doute, d'identifier des points chauds supplémentaires.

#### 2.1.2 MESURE DU DÉBIT DE DOSE ÉQUIVALENTE

En traversant l'organisme, les rayonnements gamma délivrent une certaine quantité d'énergie aux tissus. La **dose absorbée** correspond à l'énergie absorbée par unité de masse (en joule par kilogramme). L'unité de mesure est le **gray (Gy)**.

En fonction de la qualité du rayonnement, les dommages biologiques sont sensiblement différents. C'est pourquoi a été introduite la notion de **dose équivalente** qui s'exprime en **sievert (Sv)**. Dans le cas particulier des rayonnements gamma, le facteur de pondération ( $W_r$ ) est égal à 1 et l'on peut considérer que la dose équivalente correspond à la dose absorbée.

Dans le cadre de cette étude, l'unité employée est un sous-multiple du sievert, le **microsievert**. Les valeurs de débit de dose équivalente sont exprimées en **microsievert par heure ( $\mu\text{Sv/h}$ )**.

Les mesures du débit de dose ont été effectuées par le technicien de la CRII-RAD au moyen d'un **compteur proportionnel** compensé en énergie équipé d'une sonde de type **LB1236**, de marque Berthold. Cet appareil a une gamme de mesure de 0,01  $\mu\text{Sv/h}$  à 10 mSv/h, et une réponse en énergie de +/- 30 % sur la gamme d'énergie 30 keV à 2 MeV pour les rayonnements gamma. Le dernier étalonnage avant la présente étude a été effectué le 5 mars 1999 par le CEA de Grenoble (Certificat CE.D.99.014).

Le résultat de chaque mesure est établi à partir de la **moyenne de trois mesures successives de 100 secondes**. Les mesures de débit de dose équivalente ont été effectuées en complément des mesures de flux :

- dans le jardin et à l'intérieur de la maison, à 1 mètre au-dessus de points où le flux de rayonnement gamma dépassait 700 c/s (une mesure au contact du sol a également été réalisée lorsque le flux dépassait 10 000 c/s);
- au premier et au deuxième étages de la maison, à 1 mètre au-dessus du sol, au centre des pièces ou aux emplacements où les habitants passent le plus de temps.

## 2.2 RÉSULTATS DES MESURES

Nous avons reporté sur les croquis en annexe 2, les résultats des mesures du flux de rayonnement gamma SPP2, exprimés en chocs par seconde (c/s), et les mesures de débit d'équivalent de dose, exprimés en microSieverts par heure ( $\mu\text{Sv/h}$ ) :

- croquis C1 : terrain,
- croquis C2 : intérieur rez-de-chaussée,
- croquis C3 : intérieur cave en sous-sol.

Aucun croquis n'a été édité pour le premier et le second étage étant donné la relative homogénéité des résultats.

### 2.2.1 RAPPEL DES VALEURS NATURELLES ATTENDUES

Le niveau naturel du flux de rayonnement gamma en région parisienne peut varier en fonction de la nature géologique des terrains en place, mais en l'absence de contaminations liées à des activités industrielles, il est typiquement de l'ordre de **30 à 60 c/s**. Le débit d'équivalent de dose normal lié à l'irradiation tellurique et cosmique est de l'ordre de **0,1  $\mu\text{Sv/h}^2$** .

### 2.2.2 RÉSULTATS DES CONTRÔLES EFFECTUÉS À L'EXTÉRIEUR

- **Dans le jardin**, le flux de rayonnement gamma est compris **entre 55 et 1 500 c/s**. Le niveau le plus bas est mesuré dans la zone sud. Des valeurs ponctuelles supérieures à 700 c/s ont été détectées en plusieurs emplacements, tant au nord qu'au sud, et débordent très probablement les limites de la propriété (cf point à 1 500 c/s au sud-est, en bordure de terrain). Ces résultats traduisent clairement que l'on se trouve dans une configuration anormale. Au-dessus de trois points générant un flux de rayonnement gamma au contact supérieur à 750 c/s, le débit d'équivalent de dose mesuré est compris **entre 0,34 et 0,37  $\mu\text{Sv/h}$** .
- A l'entrée nord de la maison, au-dessus du sol en béton, plusieurs points chauds ont été mis en évidence. La valeur maximale mesurée est de 1 000 c/s au contact et 0,32  $\mu\text{Sv/h}$  à 1 mètre.

### 2.2.3 RÉSULTATS DES CONTRÔLES EFFECTUÉS À L'INTÉRIEUR

- **Dans la cave**, située en sous-sol, plusieurs points génèrent un flux de rayonnement supérieur à 1 000 c/s. La valeur maximale (**10 000 c/s**) est localisée sur le mur nord, à environ 30 centimètres de hauteur. Au contact de ce point chaud, le débit de dose équivalente s'élève à **12,2  $\mu\text{Sv/h}$** .
- **Au rez-de-chaussée**, plusieurs points chauds supérieurs à 1 000 c/s sont mis en évidence dans les garages est et ouest, associés à des débits d'équivalent de dose à 1 mètre compris entre 0,9 et 1,27  $\mu\text{Sv/h}$ . Le niveau le plus élevé a été relevé sous l'escalier : **12 500 c/s**. A cet emplacement, les débits de dose équivalente sont de 1,75  $\mu\text{Sv/h}$  à 1 mètre et de **12,4  $\mu\text{Sv/h}$**  au contact.
- **Au premier étage**, le flux de rayonnement gamma est compris **entre 150 et 300 c/s**. la valeur la plus élevée est mesurée dans le bureau, au droit du point chaud mesuré au rez-de-chaussée, sous l'escalier. Le débit d'équivalent de dose à 1 mètre est compris entre **0,19 et 0,25  $\mu\text{Sv/h}$** , sauf dans l'escalier qui relie le rez-de-chaussée à l'étage où l'on mesure jusqu'à 0,45  $\mu\text{Sv/h}$ .

<sup>2</sup> Dans son rapport 1997 [OPRI 97], l'OPRI indique que le niveau de rayonnement gamma moyen en Ile-de-France est de 60 nGy/h (réseau Teleray), soit 0,06  $\mu\text{Gy/h}$ . Pour le département de l'Essonne, l'OPRI évalue au moyen de dosimètres intégrateurs l'exposition externe annuelle moyenne à 0,67 mGy/an, ce qui correspond à 0,076  $\mu\text{Sv/h}$ .



- **Au second étage**, le flux de rayonnement gamma est assez homogène, compris **entre 65 et 75 c/s** et le débit d'équivalent de dose à 1 mètre est compris **entre 0,15 et 0,17  $\mu\text{Sv/h}$** .

Le flux de rayonnement gamma diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source du fait des effets géométriques (pour une source ponctuelle, en fonction de l'inverse du carré de la distance) et de l'atténuation à travers les matériaux traversés (terre, murs, planchers). Les résultats obtenus à l'intérieur du bâtiment indiquent que le terme source principal est situé dans le sous-sol. Les flux de rayonnement gamma décroissent au fur et à mesure que l'on gravit les étages.

## 2.2.4 CONCLUSION

**Les mesures confirment la présence de substances radioactives disséminées dans le sol sur l'ensemble du terrain, y compris au droit de la maison.**

Au sous-sol et au rez-de-chaussée, les flux de rayonnement peuvent dépasser de 2 ordres de grandeur les niveaux normaux. Une irradiation externe anormalement élevée est encore mesurable au premier étage où le débit de dose équivalente est de l'ordre de 2 fois supérieur à la normale. Les mesures indiquent également un surcroît d'irradiation au second étage, mais, en l'absence de mesure de référence sur site, il est difficile de le démontrer.

Pour évaluer le surcroît d'exposition externe subi par les habitants de la maison du fait de la présence de substances radioactives dans le sol, il convient de faire le produit du débit de dose horaire par le temps passé en chaque lieu. Pour effectuer une estimation globale, il faudrait disposer d'une véritable cartographie plus affinée.

Il est cependant possible de calculer l'exposition liée au temps passé au premier et au second étages où les flux de rayonnement sont assez homogènes. En l'absence de mesure de référence utilisable, nous considérerons que le débit de dose horaire normal est typiquement de  $0,1 \mu\text{Sv/h}$  et nous déduirons cette valeur du débit de dose moyen mesuré au premier étage, soit  $0,21 \mu\text{Sv/h}$ , et au second étage, soit  $0,16 \mu\text{Sv/h}$ .

Les résultats sont présentés dans le tableau T1 ci-dessous.

Tableau T1 : estimation de l'exposition annuelle ajoutée du fait du temps passé au premier étage et au second étage de la maison.

Lieu	Débit de dose ( $\mu\text{Sv/h}$ net)	Temps passé (heures par an)	Dose cumulée ( $\mu\text{Sv/an}$ )
Bureau	0,11	1977	217
Salle de séjour	0,11	608	67
Cuisine	0,11	456	50
Salle de bain	0,11	152	17
Chambre	0,06	2584	155
<b>Total</b>			<b>506</b>

Sur la base de ce calcul, on peut considérer que l'exposition externe ajoutée liée au temps de présence dans les pièces de vie de la maison est **de l'ordre de 500 microSieverts par an ( $\mu\text{Sv/an}$ )**.

Il s'agit d'une **évaluation par défaut** puisqu'il conviendrait d'ajouter les expositions liées à la fréquentation des pièces du rez-de-chaussée, de la cave et du jardin. En l'occurrence, compte tenu de l'hétérogénéité des débits de dose, il est difficile d'effectuer un calcul global : l'exposition réelle dépendra notamment du temps passé à proximité des points chauds (à l'occasion de travaux de jardinage, de jeu ou de repos dans le jardin, de rangement de la cave, de travaux sous l'escalier, etc...).

Si l'on considère, par exemple, que des travaux sont réalisés sous l'escalier du garage ouest, l'exposition associée à un temps de présence de 3 heures sera de l'ordre de 30  $\mu\text{Sv}$ . Étant donné le nombre de points chauds détectés dans les niveaux bas de la maison et dans le jardin, le surcroît d'exposition cumulée sur un an pourrait atteindre plusieurs centaines de microsieverts.

Dans la mesure où les occupants de la maison sont avertis, ils peuvent réduire cette composante en limitant leur temps de présence dans la cave et le rez-de-chaussée. Il est par contre difficile de réduire le temps d'occupation des pièces à vivre de sa résidence principale. La valeur de 500  $\mu\text{Sv/an}$  peut donc être considérée comme une évaluation a minima.

Sur la base d'un scénario très conservateur pour certaines pièces, mais qui ne prend pas en compte le temps passé dans plusieurs pièces de vie, l'OPRI indique que « la dose d'exposition ajoutée par rapport à l'irradiation gamma ambiante « normale » serait de l'ordre de 800 à 850  $\mu\text{Sv/an}$  (...) ».

**Note :** la question de l'évaluation des risques et de l'application des normes est traitée au chapitre 5. Rappelons seulement qu'en ce qui concerne les activités humaines qui génèrent une exposition aux rayonnements ionisants (hors rayonnement médical), la directive EURATOM 96/29 fixe à 10  $\mu\text{Sv/an}$  la limite à partir de laquelle le risque associé à une pratique ne peut plus être considéré comme négligeable. Concernant l'exposition générée par l'ensemble des pratiques, la directive fixe une limite maximale tolérable de 1  $\text{mSv/an}$  (soit 1 000  $\mu\text{Sv/an}$ ).

## 3 ANALYSES DE SOL

### 3.1 MÉTHODOLOGIE

Afin de déterminer l'origine des anomalies radiométriques relevées dans le jardin, des prélèvements de sol ont été effectués en 4 emplacements correspondant à des points chauds, définis comme des zones où le flux de rayonnement est compris entre 750 à 1 000 c/s au contact (cf croquis C1, en annexe 2).

#### 3.1.1 RÉALISATION DES PRÉLÈVEMENTS

Aux points référencés P1 et P2, le sol a pu être décapé par tranche de 10 centimètres d'épaisseur et le flux de rayonnement gamma a été mesuré au fond du sondage, à chaque étape, et sur l'échantillon de sol extrait.

- Au point P1, le prélèvement a été effectué jusqu'à 50 centimètres de profondeur. Le flux de rayonnements gamma augmentant avec la profondeur (cf croquis C1), c'est l'échantillon de la strate 40 à 50 cm qui a été retenu pour analyse par spectrométrie gamma. Il est probable cependant qu'il n'est pas représentatif de la contamination maximale du sol qui doit se trouver plus en profondeur.
- Au point P2, le sondage n'a pas été poursuivi au-delà de 30 cm car les mesures indiquaient une décroissance du flux gamma. L'échantillon retenu pour analyse en laboratoire correspond à la strate 10 à 20 cm.
- Aux points référencés P3 et P4, du fait des contraintes de terrain (pluie, délais), les prélèvements ont été limités à la couche superficielle (0-20 cm) sans mesure de flux associée. L'analyse a porté sur la tranche 10 à 20 cm pour l'échantillon P3, sur la strate 0 à 20 cm pour l'échantillon P4.

### 3.1.2 PRÉPARATION ET ANALYSE DES ÉCHANTILLONS

A réception au laboratoire, les échantillons ont été étalés afin d'obtenir une couche de sol de 2 centimètres d'épaisseur. Des contrôles ont ensuite été effectués au scintillomètre afin de vérifier que le flux de rayonnement gamma était relativement homogène (des particules très actives sont parfois présentes dans ce type d'échantillon). La variation s'est avérée inférieure à un facteur 2 quelle que soit la surface contrôlée.

Les échantillons ont ensuite été tamisés à 2 millimètres et conditionnés à l'état frais en boîte de Pétri. Les analyses par spectrométrie gamma ont été réalisées au laboratoire de la CRII-RAD selon le protocole décrit en annexe 3.

## 3.2 RÉSULTATS DES ANALYSES ET INTERPRÉTATION

### 3.2.1 PRÉSENTATION

Les résultats d'analyse sont reproduits dans le tableau T2 reproduit page suivante.

Dans son rapport de 1993, le comité spécialisé des Nations Unies (UNSCEAR) propose, comme valeur de référence pour la **concentration moyenne des sols en uranium 238 et thorium 232, une activité de 40 Bq/kg**. En région parisienne, les niveaux de référence sont sensiblement inférieurs. Ces références permettent d'apprécier le niveau de contamination des échantillons prélevés au 36, chemin du Couvent. Dans les 4 sols analysés, on constate que les activités des radionucléides des 3 chaînes de désintégration sont anormalement élevées :

- les teneurs en **uranium 238** (évaluées à partir du thorium 234) sont comprises entre 309 à 19 680 Bq/kg. Ces valeurs sont de l'ordre de **10 à 500 fois supérieures** aux niveaux attendus dans un sol naturel de la région, en l'absence de pollution radioactive.
- Les teneurs en **radium 226** varient de 4 300 à 42 000 Bq/kg, soit des activités de **100 à 1 000 fois supérieures** à la normale.
- Les teneurs en **thorium 232** sont comprises entre 106 et 3 600 Bq/kg, soit **2 à 90 fois supérieures** à la normale.
- Seules les teneurs en **potassium 40** sont conformes aux valeurs attendues : de 178 à 503 Bq/kg.

**Les analyses indiquent clairement que le niveau de radiation externe anormal sur le terrain de M. Garcia est bien lié à la présence de déchets radifères et uranifères dans le sol.**

- Les sols P1, P2 et P3 présentent un excès significatif de radium 226 par rapport au thorium 234 (facteur 3,5 pour P3, facteur 10 à 14 pour P1 et P2). Ce déséquilibre est créé lorsque le minerai subit des traitements chimiques visant à isoler le radium ;
- L'échantillon P4 est plus proche du minerai d'uranium avec des activités comprises entre 20 000 et 42 000 Bq/kg, et un relatif équilibre entre les descendants de l'uranium 238<sup>3</sup>.

<sup>3</sup> On note un léger excès de radium 226 par rapport au thorium 234 (facteur 2,2), mais il n'est pas forcément très significatif compte tenu d'une possible auto-atténuation du thorium 234.

**TABLEAU T2 : RESULTATS DES ANALYSES DE SOL  
PAR SPECTROMETRIE GAMMA AU LABORATOIRE DE LA CRII-RAD**

Activités exprimées en Becquerels par kilogramme frais (Bq/kg frais)

NATURE	Terre - P1 (40 à 50 cm)	Terre - P2 (10 à 20 cm)	Terre - P3 (10 à 20 cm)	Terre - P4 (≈ 20 cm)
Date de prélèvement	09/11/99	09/11/99	09/11/99	09/11/99
Flux de rayonnement gamma*	250 à 400 c/s	75 à 110 c/s	100 à 170 c/s	350 à 500 c/s
N° d'analyse	B 18366	C 18365	B 18364	C 18367
Date d'analyse	10/01/00	10/01/00	10/01/00	10/01/00
Temps de comptage (s)	12 699	19 790	19 655	11 890
Géométrie analyse	Petri	Petri	Petri	Petri
Masse analysée (g)	72,36	73,56	104,29	81,24

#### Radioactivité naturelle

<b>Chaîne de l' Uranium 238</b>				
Thorium 234**	1 405 ± 320	309 ± 116	1 251 ± 198	19 680 ± 2 360
Protactinium 234 <sup>m</sup>	< 1 175	< 599	1 984 ± 816	32 427 ± 7 001
Thorium 230**	5 902 ± 2 291	2 142 ± 1 093	1 724 ± 783	33 006 ± 6 416
Radium 226***	14 424 ± 1 525	4 330 ± 472	4 336 ± 464	42 373 ± 4 385
Plomb 214	15 037 ± 1 582	4 510 ± 488	4 553 ± 485	44 073 ± 4 548
Bismuth 214	13 812 ± 1 467	4 151 ± 456	4 119 ± 444	40 672 ± 4 222
Plomb 210**	17 809 ± 1 988	5 507 ± 654	3 756 ± 456	31 346 ± 3 502
<b>Chaîne de l' Uranium 235</b>				
Uranium 235	< 100	< 56	48 ± 45	1 329 ± 406
Protactinium 231	< 310	< 173	< 124	< 1 435
Thorium 227	< 73	131 ± 60	68 ± 39	1 242 ± 306
Radium 223	< 137	94 ± 83	116 ± 76	1 426 ± 495
Radon 219	118 ± 108	148 ± 81	142 ± 61	1 554 ± 397
Plomb 211	< 184	< 296	< 154	1 323 ± 664
<b>Chaîne du Thorium 232</b>				
Actinium 228	717 ± 121	106 ± 34	331 ± 53	3 600 ± 461
Plomb 212	794 ± 100	105 ± 19	368 ± 46	3 609 ± 406
Thallium 208	239 ± 37	24 ± 8	115 ± 17	1 225 ± 150
Potassium 40	273 ± 161	178 ± 104	257 ± 81	503 ± 279
Beryllium 7	< 55	< 28	< 21	< 109

#### Radioactivité artificielle

Césium 137	< 7,2	10,8 ± 5,9	4,6 ± 3,6	< 14,6
Césium 134	< 7,1	< 3,6	< 2,7	< 13,9

Ra 226/ U 238	10,3	14,0	3,5	2,2
Ra 226/ Pb 210	0,8	0,8	1,2	1,4

#### Légende

± marge d'incertitude

< seuil de détection

NM : non mesuré

\* Flux mesuré au contact de l'échantillon étalé dans une barquette

\*\* 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.

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

### 3.2.2 CALCUL DE L'ACTIVITÉ MASSIQUE TOTALE

Seuls les radionucléides émetteurs de rayonnements gamma sont détectables par spectrométrie gamma. Il est cependant possible de calculer l'activité des autres radionucléides présents dans l'échantillon, mais indétectables par spectrométrie gamma, soit de façon certaine quand leur activité est déterminée par celle de leur précurseur immédiat,

soit sous réserve de quelques hypothèses quand l'écart entre les périodes radioactives laisse place au doute. On obtient ainsi l'activité massique totale de l'échantillon. Pour les calculs dont les résultats sont présentés ci-dessous, les hypothèses les plus minorantes ont été privilégiées, de sorte que les activités obtenues peuvent ainsi être considérées comme des **évaluations a minima**.

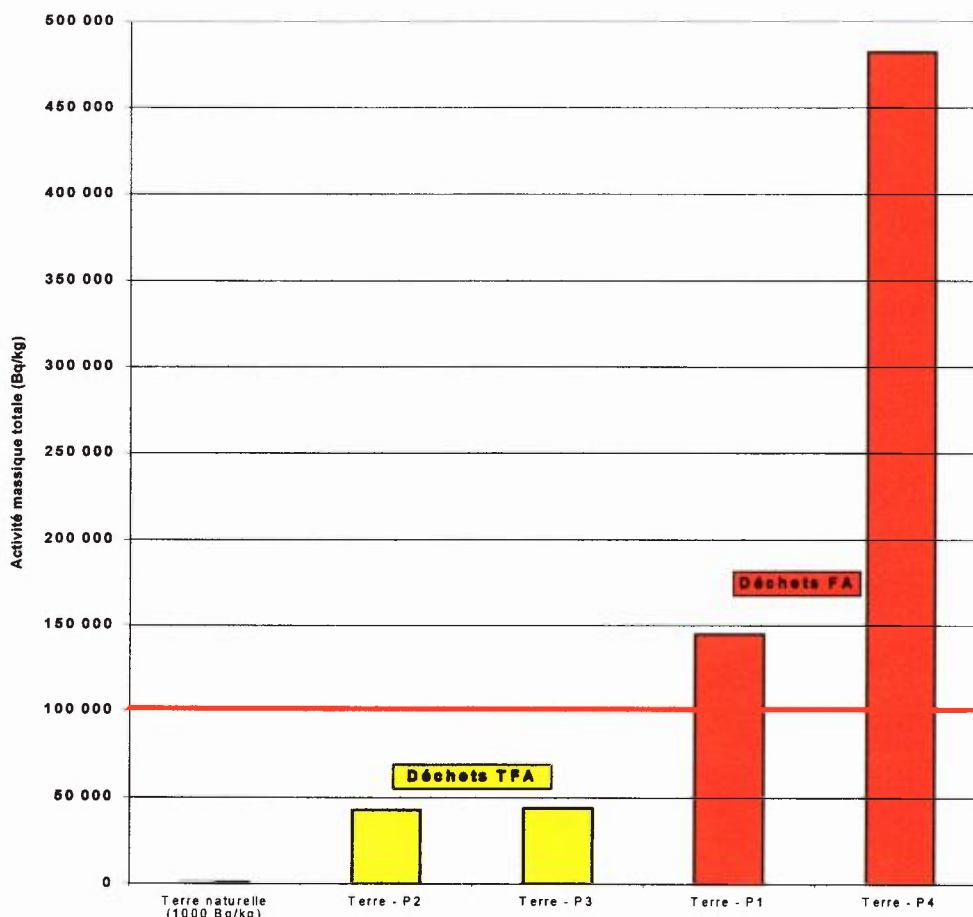
**Chaînes de l'uranium 238 et du thorium 232 : activités massiques totales en Bq/kg.**

	P1	P2	P3	P4
Uranium 238	137 100	41 500	40 400	430 400
Uranium 235	Non comptabilisé	Non comptabilisé	Non comptabilisé	15 100
Thorium 232	7 400	1 000	3 400	36 100
<b>Total 3 chaînes</b>	<b>144 500</b>	<b>42 500</b>	<b>43 800</b>	<b>481 600</b>

Compte tenu des niveaux d'activité, les échantillons de sol prélevés doivent être considérés comme **des déchets radioactifs**. Si l'on se reporte à la classification retenue par les organismes compétents, ils peuvent être classés en 2 catégories :

- les échantillons P2 et P3 dans la catégorie des **déchets de très faible activité (TFA)** à vie longue : activité **inférieure à 100 000 Bq/kg** et la période radioactive supérieure à 30 ans ;
- les échantillons P1 et P4 appartiennent à la catégorie des **déchets de faible activité (FA)** à vie longue : activité **supérieure à 100 000 Bq/kg** et période radioactive supérieure à 30 ans.

**Situation des échantillons de sol par rapport à la classification des déchets radioactifs**



Note : activités massiques totales des radionucléides appartenant aux chaînes de l'uranium 235, l'uranium 238 et du thorium 232



Pour faciliter la compréhension des ordres de grandeur, nous avons figuré dans l'histogramme présenté ci-dessus, les activités massiques totales (des 3 chaînes de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232) d'un sol naturel et des 4 échantillons prélevés dans le jardin. Est également représentée la limite de 100 000 Bq/kg qui différencie les déchets TFA des déchets FA.

Un courrier de l'OPRI traitant des terres radifères issues de tranchées creusées pour les canalisations d'eau indique qu'il « *serait évidemment opportun qu'elles soient entreposées avec les déblais du chantier hors de la propriété de M. Garcia. Je doute pourtant que l'ANDRA soit en mesure de les accueillir d'une part, parce qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de site dédié au radium et d'autre part, parce qu'il s'agit - ainsi que vous l'avez noté - de déchets très faiblement radioactifs pour lesquels aucune solution n'a encore été développée. Il en résulte que la solution possible serait de s'adresser au CEA. Mais ce dernier n'a pas d'obligation en la matière (...).* » Courrier adressé à la DDASS, en date du 11/02/99.

#### **Ce texte appelle deux remarques :**

1. lors de son intervention du 12/10/98, l'OPRI a prélevé deux échantillons « *aux points P1 et P2, a priori les plus contaminés* » (cf. rapport présenté en annexe 6). Les niveaux de radium 226 sont respectivement de 1 200 et 900 Bq/kg. A ces niveaux d'activité, il s'agit effectivement de déchets TFA, mais les 4 échantillons analysés par la CRII-RAD sont de **4 à 40 fois plus contaminés** que les 2 échantillons prélevés par l'OPRI. Les analyses effectuées par la CRII-RAD démontrent qu'une partie du sol de la propriété est assimilable à du déchet radioactif de type FA. On ne peut par ailleurs exclure la présence de sources radioactives type aiguilles de radium dans le sous-sol de la maison.

2. Bien qu'il n'existe pas encore de site de stockage dédié pour les déchets radifères, des solutions d'entreposage dans des installations contrôlées existent. Il appartient aux autorités de trouver la meilleure filière. **L'évacuation des déchets dans un site d'entreposage contrôlé** est dans tous les cas préférable à leur abandon dans jardin d'un particulier, exposés à l'action dispersive du vent et de la pluie. L'enlèvement des déchets générés par les travaux devrait donc être pris en charge par les organismes compétents.

### **3.2.3 RADIOTOXICITÉ**

La contamination des sols peut entraîner l'exposition des personnes qui y séjournent. On peut distinguer 4 voies d'incorporation :

- incorporation par inhalation de poussières, de microparticules contaminées ;
- incorporation par passage au niveau de plaies ou de microlésions de la peau ;
- incorporation par ingestion de particules de terre : en suçant ses doigts ou en se rongant les ongles après avoir manipulé de la terre, par exemple (voie d'incorporation non négligeable pour les jeunes enfants) ;
- incorporation par ingestion de végétaux qui poussent sur le sol contaminé et peuvent se charger de radionucléides (soit par absorption racinaire, soit par dépôt foliaire).

Cet aspect doit être étudié de près étant donné la forte radiotoxicité de plusieurs des radionucléides présents. A titre d'exemple, nous traiterons le cas de **l'ingestion involontaire de microparticules de terre.**

Les calculs de dose sont basés sur les coefficients de dose par tranche d'âge de la directive EURATOM 96/29. Nous retenons l'hypothèse de l'ingestion de **1 gramme sur l'ensemble de l'année.** Il s'agit d'une incorporation tout à fait plausible pour des enfants qui jouent régulièrement dans le jardin.

#### **a. Doses reçues par des enfants de 1 à 2 ans :**

L'ingestion d'1 gramme de terre provenant des échantillons P2 ou P3 (activité massique totale de 40 000 Bq/kg) délivre une dose efficace de l'ordre de **60 à 70 µSv**

L'ingestion d'1 gramme de terre provenant de l'échantillon P1 (activité massique totale de 144 000 Bq/kg) délivre une dose efficace de l'ordre de **240  $\mu$ Sv** ;

L'ingestion d'1 gramme de terre provenant de l'échantillon P4 (activité massique totale de 480 000 Bq/kg) délivre une dose efficace de l'ordre de **480  $\mu$ Sv**.

Note : certains enfants atteints d'une maladie rare appelée pica peuvent ingérer délibérément de 100 g à 1 kg de terre par an. Dans ce cas, les doses correspondantes sont augmentées d'un facteur 100 à 1 000, atteignant alors plusieurs millisieverts à plusieurs centaines de millisieverts

#### **b. Doses reçues par des enfants de 2 à 7 ans**

L'ingestion d'1 gramme de terre provenant des échantillons P2 ou P3 (activité massique totale de 40 000 Bq/kg) délivre une dose efficace de l'ordre de **30 à 40  $\mu$ Sv** ;

L'ingestion d'1 gramme de terre provenant de l'échantillon P1 (activité massique totale de 144 000 Bq/kg) délivre une dose efficace de l'ordre de **130  $\mu$ Sv** ;

L'ingestion d'1 gramme de terre provenant de l'échantillon P4 (activité massique totale de 480 000 Bq/kg) délivre une dose efficace de l'ordre de **270  $\mu$ Sv**.

**Note** : la question de l'évaluation des risques et de l'application des normes est traitée au chapitre 5. Rappelons seulement qu'en ce qui concerne les activités humaines qui génèrent une exposition aux rayonnements ionisants (hors rayonnement médical), la directive EURATOM 96/29 fixe à **10  $\mu$ Sv/an** la limite à partir de laquelle le risque associé à **une pratique** ne peut plus être considéré comme négligeable. Concernant l'exposition générée par **l'ensemble des pratiques**, la directive fixe une limite maximale tolérable de **1 mSv/an** (soit 1 000  $\mu$ Sv/an).

### **3.2.4 « DURÉE DE VIE » DES DÉCHETS RADIOACTIFS**

La période radioactive d'un radionucléide est le temps nécessaire pour que son activité diminue de moitié. La décroissance radioactive des déchets présents dans le sol est déterminée par la période radioactive :

- de l'uranium 238 : 4,5 milliards d'années ;
- du radium 226 : 1600 ans
- du thorium 232 : 14,1 milliards d'années.

Ces chiffres signifient qu'à l'échelle humaine, aucune décroissance de la dangerosité des déchets ne peut être attendue. Seule la décontamination du site permettra de maîtriser les risques en assurant l'isolement des matières radioactives.



## 4 MESURE DE L'ACTIVITE DU RADON 222

### 4.1 GÉNÉRALITÉS

#### 4.1.1 LES NIVEAUX DE RÉFÉRENCE

En se désintégrant, le radium 226 présent dans le sol (et les matériaux de construction) donne naissance à un gaz radioactif naturel, le radon 222, qui du fait de sa forme gazeuse, émane en permanence des sols.

**A l'extérieur**, il est dilué dans l'air ambiant par les mouvements de convection et le brassage dû au vent. Son activité volumique est alors, en moyenne annuelle et en situation normale<sup>4</sup>, de l'ordre de **10 becquerels** par mètre cube d'air ( $\text{Bq/m}^3$ ).

**A l'intérieur des bâtiments**, en revanche, le radon 222 provenant du sous-sol et des matériaux de construction, est susceptible de s'accumuler pour atteindre des activités volumiques qui sont, typiquement, de l'ordre de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de becquerels par mètre cube d'air.

L'IPSN a publié récemment une cartographie des niveaux de radon par département sur l'ensemble du territoire national [IPSN 98 et CIRC 99]. En moyenne, 140 mesures ont été effectuées dans l'habitat pour chaque département. Sur la base de 10 919 mesures réalisées au moyen de films Kodalpha ouverts ( $F=0,4$ ), l'IPSN évalue la concentration moyenne nationale à **82  $\text{Bq/m}^3$**  (et à **65  $\text{Bq/m}^3$**  en moyenne arithmétique pondérée par le nombre d'habitants).

**En région parisienne**, compte tenu de la nature du sous-sol (généralement pauvre en radium 226), les activités en radon 222 dans l'habitat sont inférieures à la moyenne nationale. Dans le cadre de la campagne qu'il a réalisée pour le compte de la Direction Générale de la Santé, l'IPSN retient, pour le département de l'Essonne, une concentration comprise **entre 20 et 50  $\text{Bq/m}^3$** .

#### 4.1.2 IRRADIATION DES POUMONS ET RISQUE CANCÉRIGÈNE

En se désintégrant, le radon 222 donne naissance à une série de métaux lourds radioactifs de courte période : polonium 218, plomb 214, bismuth 214 et polonium 214. Contrairement au radon qui est un gaz rare et qui est presque entièrement réexhalé, une partie des produits de filiation va se déposer dans l'appareil respiratoire : dans les voies supérieures (nez, pharynx, larynx) ou dans les poumons. Les études dosimétriques ont montré que l'épithélium des **bronches** est le plus exposé. Les radionucléides se fixent aussi, bien qu'en moindre quantité dans les **bronchioles** et les **alvéoles pulmonaires**. L'importance du dépôt et la répartition entre les différents sites dépend notamment de la taille des particules inhalées.

La période radioactive des 4 descendants du radon étant très courte, la plus grande partie des atomes déposés dans l'appareil respiratoire s'y désintègre avant d'être éliminée (avec le mucus) ou transférée vers le sang. Le polonium 218 et le polonium 214 émettent, en se désintégrant, des particules alpha très énergétiques : respectivement 6 et 7,69 MeV. Ils sont responsables de l'essentiel de la dose délivrée aux poumons. En ce qui concerne l'induction d'un cancer, les cellules cibles sont constituées par les cellules basales et les cellules sécrétatoires.

<sup>4</sup> Le laboratoire de la CRII-RAD a eu l'occasion dans le passé de mettre en évidence des situations anormales liées au stockage de résidus uranifères comme à ITTEVILLE dans l'Essonne (14 000  $\text{Bq/m}^3$  de radon 222 dans l'air extérieur, dans le domaine public) ou à la présence de mines d'uranium (plusieurs milliers de  $\text{Bq/m}^3$  de radon 222 sur le site de BESSINES en Haute-Vienne)[CROUZILLE 93].

**Le radon et ses descendants radioactifs à vie courte ont été reconnus cancérigènes pour l'homme par l'International Agency for Research on Cancer en 1987 [CIRC/OMS 87].**

Le radon est le principal contributeur à l'irradiation d'origine naturelle pour l'homme. En moyenne mondiale, on considère que le radon 222 est responsable de 50% de la dose reçue du fait des sources naturelles de rayonnements ionisants. Le thoron (ou radon 220) contribuerait à hauteur de 4% [UNSCEAR 93].

**L'OMS considère que le radon pourrait être la seconde cause de cancer du poumon, après le tabac [CIRC/OMS 87].**

Sur la base de ce constat, des politiques de réduction de l'exposition au radon sont développées. Alors que l'exposition aux rayonnements d'origine naturelle était traditionnellement située hors du champ réglementaire, un consensus s'est progressivement établi autour de la nécessité de limiter l'exposition à la **composante maîtrisable** de l'irradiation naturelle. Les efforts ont ainsi été ciblés sur le radon. Un certain nombre d'instances internationales ont édicté des recommandations destinées à réduire l'exposition au radon, considéré comme la deuxième cause de cancer du poumon (loin cependant derrière le tabac).

En 1993, la Commission Internationale de Protection Radiologique a proposé, comme seuil d'intervention, une fourchette allant de **200 Bq/m<sup>3</sup> à 600 Bq/m<sup>3</sup>**, correspondant à des doses efficaces de 3 à 10 mSv/an (pour une occupation de la maison de 7 000 heures par an et un facteur d'équilibre de 0,4<sup>5</sup>. [CIPR 65])

En 1990, la Commission des Communautés européennes a émis une recommandation (90/143/Euratom) qui propose une double limitation : de **200 Bq/m<sup>3</sup>** pour les nouvelles habitations et de **400 Bq/m<sup>3</sup>** pour les habitations déjà construites.

## 4.2 PROTOCOLE DE MESURE

### 4.2.1 DES MESURES INTÉGRÉES

Au sein d'un même habitat, l'activité du radon 222 varie au cours du temps, selon des cycles naturels nocturne / diurne, selon des variations saisonnières, en fonction des conditions météorologiques, des habitudes et du mode de vie des occupants (ouverture des portes et fenêtres, mode de chauffage). Dans la perspective d'évaluer de façon réaliste la moyenne annuelle de l'activité en radon 222, il est donc nécessaire de recourir à des méthodes permettant **une mesure intégrée sur plusieurs mois**.

En l'occurrence, compte tenu des forts niveaux de radon 222 attendus et des mesures déjà disponibles, il a semblé judicieux de disposer de résultats dans les meilleurs délais. C'est pourquoi une durée d'intégration de 1 mois a été retenue : les dosifilms ont été exposés du 9 octobre au 10 décembre 1999, soit 31 jours consécutifs.

Le laboratoire de la CRII-RAD utilise des **détecteurs solides de traces nucléaires (DSTN)**. Ces appareils sont fiables, peu encombrants et faciles d'emploi pour les particuliers chez qui les mesures vont être effectuées.

Le principe des films DSTN repose sur la détection des particules alpha émises par le radon 222 et ses descendants à vie courte. Ces particules alpha engendrent des traces, au sein du film sensible qu'elles traversent. Une attaque chimique permet de révéler et d'agrandir les traces qui sont ensuite comptabilisées, le plus souvent par microscopie optique. La densité de traces peut alors, moyennant un étalonnage approprié du dispositif, être convertie en activité volumique du gaz radon 222, exprimée en **becquerels par mètre cube d'air (Bq/m<sup>3</sup>)**.

Plusieurs types de films DSTN existent sur le marché : nitrate de cellulose LR115, film CR39, etc. Le laboratoire de la CRII-RAD utilise, depuis 1993, les films **KODALPHA LR115**,

<sup>5</sup> Le facteur d'équilibre F est le rapport entre le gaz radon et ses descendants radioactifs présent dans l'air. F=1 quant on est à l'équilibre radioactif (tous les radioéléments ont la même activité), F=0 quand il n'y a que du gaz. Dans une habitation classique, le facteur d'équilibre est en moyenne de l'ordre de 0,4.

constitués d'une couche de nitrate de cellulose de 12 µm d'épaisseur, sur un support inerte de 100 µm de polyester. Ces films sont fournis et développés par la société DOSIRAD et accrédités par l'Environmental Protection Agency (EPA) américaine et par le National Radiological Protection Board (NRPB) anglais.

La société DOSIRAD participe chaque année à l'intercomparaison officielle de la Communauté européenne réalisée par le NRPB [EUR 18035 EN]. Cette intercomparaison permet d'étalonner les KODALPHA et de recalibrer chaque année, si nécessaire, les systèmes de comptage de traces. Les films LR115 ont également été utilisés par l'IPSN, dans le cadre de la campagne nationale réalisée par cet organisme pour la Direction Générale de la Santé [CIRC 99].

## 4.2.2 EVALUATION DE F, DE L'EAP ET DES RISQUES

### 4.2.2.1 Le facteur d'équilibre

Ainsi que nous l'avons précisé ci-dessus, l'essentiel de la dose délivrée au tissu provient des descendants du radon et non du radon lui-même. Or, le radon étant un gaz et ses produits de filiation des éléments solides, leur comportement dans l'air diffère et leur concentration respectives dans l'air ambiant respectives ne sont pas égales (les descendants ne sont pas à l'équilibre avec leur précurseur). Dans ces conditions, la détermination de l'activité en radon 222 dans l'air ambiant (en Bq/m<sup>3</sup>) n'est donc pas un élément suffisant pour évaluer l'impact sanitaire. Pour évaluer l'activité de ses descendants, et donc le risque, il faut tenir compte du **facteur d'équilibre (noté F)**.

Le facteur F peut théoriquement être compris entre 0 et 1. Dans le cas d'un fort taux d'émission de radon ou d'une forte circulation d'air, le facteur tend vers zéro (excès de radon par rapport à ses descendants). Dans une atmosphère à faible circulation d'air, il peut tendre vers 1 (l'activité du radon tend à égaler celle de chacun de ses descendants). Le taux d'empoussièrement influe également sur le facteur d'équilibre. Dans l'air intérieur (habitat), F est le plus souvent compris **entre 0,2 et 0,8**, les valeurs les plus fréquentes se situant autour de 0,3 à 0,5.

Le NRPB et la commission européenne avaient retenu un facteur d'équilibre égal à 0,5. Dans sa publication 65, la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) retient une valeur moyenne de **0,4** pour déterminer les équivalences de dose. C'est cette valeur que nous avons retenue pour les calculs de dose selon la méthode standard.

Afin de disposer d'une **évaluation plus réaliste**, nous avons placé en chaque point de mesure :

- **un film ouvert** (dit film nu, noté N), qui enregistre les particules alpha émises par tous les isotopes du radon et leurs descendants à vie courte. Il permet d'évaluer l'activité du radon 222 pour un facteur d'équilibre de 0,4 entre le radon 222 et ses descendants à vie courte. Cette évaluation est relativement correcte dans l'hypothèse où la contribution du thoron (ou radon 220) est négligeable (cf annexe 5) ;
- **un film fermé** (dit film sous gobelet, noté G), qui permet de mesurer l'activité du radon 222 seul, exprimée en becquerels par mètre cube d'air.

L'utilisation simultanée des deux types de films a permis **d'estimer l'ordre de grandeur du facteur d'équilibre dans les différentes pièces contrôlées**. Nous avons reporté en annexe 4 les définitions du concept de facteur d'équilibre F et en annexe 5 les explications techniques concernant les détecteurs ouverts et fermés.

### 4.2.2.2 L'EAP

Le paramètre pertinent du point de vue de la radioprotection est **l'Énergie Alpha Potentielle volumique (EAP), exprimée en nanojoules par mètre cube (nJ/m<sup>3</sup>)**. L'EAP est la somme

**Tableau T3 / CRIL-RAD / Villa de M. GARCIA à Gif-sur-Yvette**  
**Mesures de l'activité moyenne du radon 222Rn pendant 31 jours du 9 novembre au 10 décembre 1999**

Niveau	Pièce	N° film	N ou G <sup>(1)</sup>	Hauteur (m) <sup>(2)</sup>	Activité du <sup>222</sup> Rn (Bq/m <sup>3</sup> )	[N]/[G] <sup>(3)</sup>	Facteur d'équilibre <sup>(4)</sup>	Flux de rayonnement $\gamma$ max. (C/s) <sup>(5)</sup>		Débit d'équivalent de dose max. ( $\mu$ Sv/h) <sup>(6)</sup>	
								Au contact du sol	A 50 cm du sol	Au contact du sol	A 1 m du sol
2ème étage	Chambre M. Garcia	85368	G	0,90	2 178 <b>2 759</b>	1,27	0,70	65	NM	NM	0,17
		85369	N								
	Chambre/ musique	85366	G	0,45	1 512 <b>1 749</b>	1,16	0,59	75	NM	NM	0,15
		85367	N								
1er étage	Salle de bains	85364	G	1,70	17 797 <b>16 641</b>	0,94	0,31	150	NM	NM	NM
		85365	N								
	Cuisine	85360	G	0,85	11 309 <b>10 003</b>	0,88	0,21	150	NM	NM	0,19
		85361	N								
	Bureau Mr Garcia	85354	G	1,00	9 609 <b>10 150</b>	1,06	0,48	300	NM	NM	0,24
		85355	N								
	Chambre/débarras	85362	G	0,78	8 665 <b>8 856</b>	1,02	0,42	150	NM	NM	NM
		85363	N								
	Salle de séjour	85358	G	1,10	7 272 <b>7 839</b>	1,08	0,50	200	NM	NM	0,24
		85359	N								
Bureau Mme Garcia	85356	G	1,00	7 073 <b>7 490</b>	1,06	0,48	250	NM	NM	0,25	
	85357	N									
R.d.C.	Hall entrée	85372	G	0,75	8 580 <b>12 003</b>	1,40	0,80	450	NM	NM	0,32
		85373	N								
	Garage est	85350	G	0,78	6 119 <b>4 933</b>	0,81	0,14	12500	NM	12,4	1,75
		85351	N								
Garage Ouest	85370	G	1,00	3 772 <b>3 317</b>	0,88	0,21	3000	NM	NM	1,27	
	85371	N									
Sous-Sol	Cave	85352	G	0,67	50 406 <b>66 875</b>	1,33	0,74	10000 <sup>(7)</sup>	4500 <sup>(7)</sup>	12,2 <sup>(7)</sup>	3,6 <sup>(7)</sup>
		85353	N								

(1) : N = film nu ; G = film sous gobelet

(2) : Il s'agit de la hauteur à laquelle le capteur est exposé par rapport au niveau du sol.

(3) : Ratio entre activité du <sup>222</sup>Rn mesurée par le film nu et activité du <sup>222</sup>Rn mesurée par le film sous gobelet.

(4) : Le facteur d'équilibre est estimé à partir du ratio [N]/[G] reporté sur une abaque fournie par DOSIRAD. Ces valeurs sont données à titre indicatif.

(5) : Mesures effectuées au SPP2

(6) : Mesures effectuées au LB123

(7) : Mesure contre le mur nord

des énergies des particules alpha émises au cours de la désintégration de tous les produits de filiation à vie courte du radon, contenus à un instant donné dans un mètre cube d'air. Le facteur d'équilibre (F) permet de passer de la concentration en gaz radon 222 (en Bq/m<sup>3</sup>), à l'EAP (en nJ/m<sup>3</sup>), selon la relation :

$$\text{EAP} = \text{concentration en radon 222 (Bq/m}^3\text{)} \times F \times 5,56 \text{ (nJ/m}^3\text{)}.$$

#### 4.2.2.3 Le risque de décès par cancer du poumon

Dans sa publication n°65 (*Protection against Radon 222 at home and at work*, 1993), la CIPR retient, pour le risque de décès par cancer du poumon radio-induit, les équivalences suivantes :

$$8 \cdot 10^{-5} / \text{mJ} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$$

soit  $7,3 \cdot 10^{-5} / \text{mSv}$ , sur la base d'une convention de conversion de  $1 \text{ mJ.h/m}^3 = 1,1 \text{ mSv}$ .

Dans le présent rapport, nous utiliserons successivement, pour l'évaluation de l'EAP, le facteur d'équilibre de référence de 0,4 et l'estimation des facteurs d'équilibre réels de chaque pièce contrôlée. Les équivalences de dose et les conventions de conversion sont ceux de la CIPR 65.

### 4.2.3 CHOIX DES PIÈCES

Les films LR 115 ont été installés par le technicien de la CRII-RAD, le 9 novembre 1999, dans douze pièces de la maison. Ils ont ensuite été renvoyés au laboratoire de la CRII-RAD, le 10 décembre 1999, par Monsieur Garcia, selon le protocole fourni par le laboratoire.

Les films ont été répartis comme suit :

- Au sous-sol : 1 mesure à la cave,
- Au rez-de-chaussée : 1 mesure dans le hall et dans chacun des deux garages,
- Au premier étage : 1 mesure dans chacune des 6 pièces (hors WC et dégagement),
- Au second étage : 1 mesure dans chacune des deux chambres les plus utilisées.

Les films ont été placés en général à 1 mètre au-dessus du sol sauf dans le cas où il n'était pas possible de garantir des conditions optimales d'exposition pendant un mois. Ainsi dans la salle de bain, les films ont été placés à 1,7 mètres sur un meuble pour rester hors d'eau.

## 4.3 RÉSULTATS DES MESURES

### 4.3.1 RÉSULTAT DES MESURES INTÉGRÉES

Nous avons reporté dans le **tableau T3** ci-contre la localisation des films, les conditions d'exposition et les résultats de mesure.

Nous considérons ci-dessous les résultats obtenus avec les **films ouverts** (résultats notés en gras dans le tableau), c'est-à-dire l'activité du radon 222 exprimée conventionnellement dans l'hypothèse où le facteur d'équilibre est réellement de 0,4 et dans l'hypothèse où la contribution du thoron est négligeable.

- L'activité la plus élevée est mesurée dans la **cave (66 875 Bq/m<sup>3</sup>)**. La cave est une des pièces de la maison où le flux de rayonnement gamma est le plus élevé (10 000 c/s contre un mur), ce qui témoigne d'une forte contamination radioactive des remblais adjacents. La cave dispose de deux aérations en façade côté Nord, mais la circulation de l'air n'est pas suffisante comme le montre la valeur élevée du facteur d'équilibre (F = 0,74).

- **Au rez-de-chaussée**, l'activité volumique varie, selon les pièces, de **3 317 à 12 000 Bq/m<sup>3</sup>**. La nette différence entre le hall (12 000 Bq/m<sup>3</sup>) et les garages situés de part et d'autre (respectivement **3 317 et 4 933 Bq/m<sup>3</sup>**) s'explique par la forte aération de ces derniers. En effet, lors de sa visite, constatant grâce à des mesures réalisées en instantané à l'aide d'un moniteur Alphaguard, l'importance des concentrations, le technicien de la CRII-RAD a conseillé aux occupants de maintenir les portes des garages ouvertes le plus longtemps possible. Ceci a été fait durant toute la période d'exposition et continue à être pratiqué (ouverture dès le matin 7h jusqu'au soir 20h). On constate d'ailleurs que le facteur d'équilibre F est plutôt faible dans les garages (0,14 à 0,21) ce qui témoigne d'une bonne d'aération, alors qu'il est élevé (0,8) dans le hall.
- **Au premier étage**, l'activité du radon 222 est comprise entre **7 490 Bq/m<sup>3</sup>** (bureau CG) et **16 641 Bq/m<sup>3</sup>** (salle de bain). Le facteur d'équilibre est compris entre 0,4 et 0,5, sauf dans la cuisine (0,2) et la salle de bain (0,3), pièces équipées de grilles d'aération.
- **Au second étage**, l'activité reste élevée : **1 749 Bq/m<sup>3</sup>** dans la chambre loisir et **2 759 Bq/m<sup>3</sup>** dans la chambre principale. Dans ces pièces, le facteur d'équilibre (entre 0,6 et 0,7) indique un renouvellement d'air insuffisant.

D'après les contrôles effectués par l'IPSN, la concentration moyenne en radon 222 dans les habitations de l'Essonne est de l'ordre de 20 et 50 Bq/m<sup>3</sup>. Dans l'habitation étudiée, les valeurs sont, selon les pièces, **de 50 à 1 900 fois** supérieures à la moyenne départementale. L'activité volumique moyenne du radon 222 au premier étage de la maison (10 163 Bq/m<sup>3</sup>) est plus de 200 fois supérieure à la moyenne départementale.

Lorsqu'on pondère la concentration mesurée dans chaque pièce par leur taux d'occupation respectif, on obtient, une moyenne de **6 800 Bq/m<sup>3</sup>** (calcul effectué pour M. Garcia, correspondant à un temps de présence total de 5882 heures par an sur 8760, soit un taux d'occupation de **67%**).

A titre purement indicatif, puisque ces prescriptions ne s'appliquent pas au cas étudié<sup>6</sup>, nous rappellerons les prescriptions de **la circulaire conjointe des secrétariats d'État à la Santé et au Logement** (référéncée 99/46). La circulaire prescrit des campagnes de mesure dans les bâtiments qui accueillent du public et où des personnes séjournent de façon répétée et durable (cas des établissements scolaires en particulier). Le texte donne des indications précises sur les niveaux d'intervention :

*« Dans les bâtiments où une concentration supérieure à 400 Bq/m<sup>3</sup> aura été relevée, vous demanderez la réalisation de travaux avec pour objectif d'abaisser la concentration de radon au-dessous de 400 Bq/m<sup>3</sup> et à un niveau aussi bas qu'il est raisonnablement possible. En cas de dépassement du seuil d'alerte de 1 000 Bq/m<sup>3</sup>, vous envisagerez la fermeture de l'établissement. »* Le texte précise qu'au-delà de 1 000 Bq/m<sup>3</sup> *« des actions correctrices doivent être impérativement conduites à bref délai, car on aborde un niveau de risque qui peut être important ».*

**Dans les douze pièces contrôlées, l'activité en radon 222 est supérieure à 1 000 Bq/m<sup>3</sup> et, a fortiori, à 400 Bq/m<sup>3</sup>.**

Il faut par ailleurs préciser que les conditions de mesure tendent plus à minorer les résultats qu'à les majorer : les portes du garage restent ouvertes toute la journée, et les habitants s'efforcent d'ouvrir le plus fréquemment possible les fenêtres des pièces situées à l'étage.

La décroissance des activités avec les étages (légèrement altérée par la forte aération des garages) indique que le sous-sol de la maison constitue le terme source principal. Le radon progresse ensuite par convection et diffusion à travers le sol et les dalles, ou en s'infiltrant

<sup>6</sup> L'exposition au radon provient d'une pollution radioactive liée au passé du site et non d'une situation naturelle.

sous les portes et par la cage d'escalier. La présence de déchets radioactifs dans le sous-sol de la maison permet d'expliquer l'importance de l'approvisionnement en gaz radioactif.

### 4.3.2 COMPARAISON AVEC LES RÉSULTATS DE L'OPRI

Le tableau ci-dessous met en perspective, pour des dates différentes, les résultats obtenus par l'OPRI et la CRII-RAD dans les mêmes pièces.

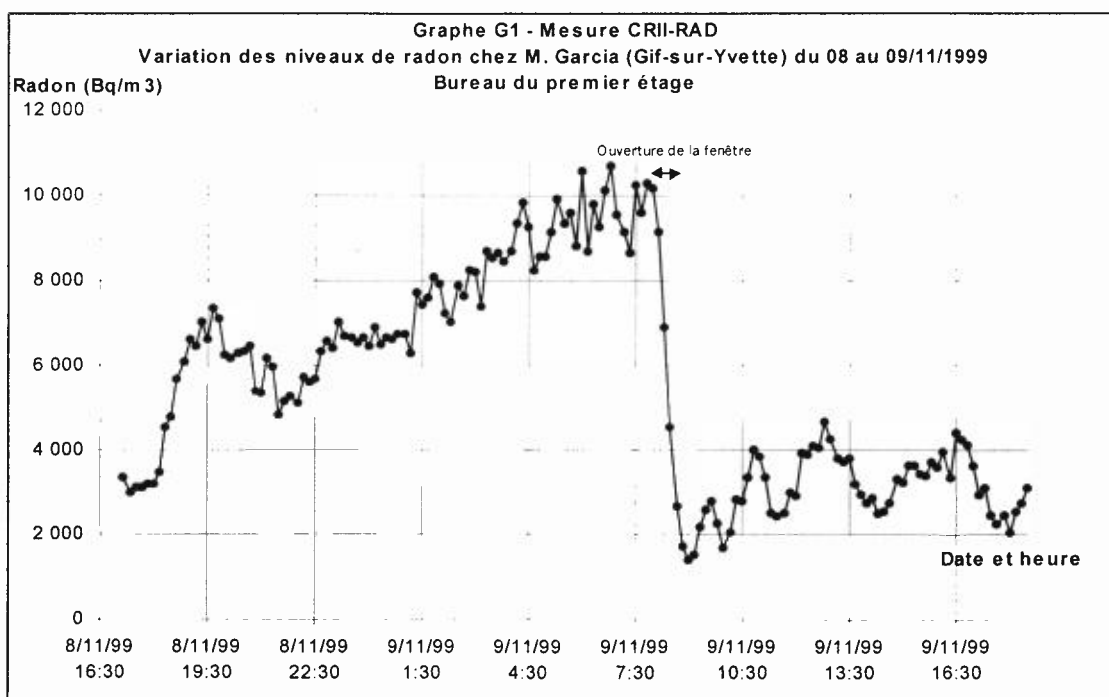
Tableau T4 : comparaison des résultats de l'OPRI et de la CRII-RAD.

	Résultats des mesures OPRI du 3/3 au 9/6/99 DPRI Algade (en Bq/m <sup>3</sup> )	Résultats des mesures CRII-RAD du 9/11 au 10/12/99 DSTN Kodalpha (en Bq/m <sup>3</sup> )
Cave	49 370	66 875
Garage – chaufferie	10 230	4 933 (aération maximale)
Garage ouest	8 390	3 317 (aération maximale)
Bureau	8 010	10 150
Séjour	8 130	7 839

Les résultats indiquent des ordres de grandeur comparables, à l'exception des garages où la différence est significative. Elle s'explique très certainement par le respect des consignes d'ouverture maximale des portails donné par le technicien CRII-RAD le 9 novembre 1999. Depuis lors les portails sont maintenus ouverts plus de 50% du temps.

### 4.3.3 MESURES EN CONTINU DE L'ACTIVITÉ DU RADON 222

Afin d'étudier la variation de l'activité du radon 222 sur 24 heures, un moniteur Alphaguard de marque Génitron a été installé par le technicien de la CRII-RAD, le 8 novembre 1999 à 15H47, dans le bureau de Monsieur Garcia au premier étage. La courbe présentant l'évolution de l'activité du radon 222 en fonction du temps est reproduite ci-dessous.



- Sur l'ensemble<sup>7</sup> de la période de mesure, soit un peu plus de 24 heures, l'activité du radon 222 a varié entre 1 400 et 10 688 Bq/m<sup>3</sup>, avec une valeur moyenne de 5 573 Bq/m<sup>3</sup>.
- Durant la nuit de 22h à 7h du matin, l'activité du radon 222 a eu tendance à augmenter passant de 6 300 Bq/m<sup>3</sup> à 10 688 Bq/m<sup>3</sup>, avec une valeur moyenne de 8 322 Bq/m<sup>3</sup>.
- La fenêtre du bureau a été ouverte le matin du 9 novembre de 7h15 à 8h00, ce qui a conduit, grâce à l'apport d'air extérieur, à une chute brutale de l'activité du radon 222, qui est passée de plus de 10 000 Bq/m<sup>3</sup> à 1 528 Bq/m<sup>3</sup> en moins d'une heure.
- Durant la journée du 9 novembre, de 8h à 17h30, l'activité du radon 222 a varié entre 1 528 Bq/m<sup>3</sup> et 4 640 Bq/m<sup>3</sup>, avec une valeur moyenne de 3 145 Bq/m<sup>3</sup>.

Ces résultats confirment l'intérêt d'une aération régulière des pièces habitées, afin de réduire la concentration en radon 222. Ils montrent cependant qu'une simple aération de la pièce ne peut suffire : même avec un taux de renouvellement de l'air élevé, les concentrations restent supérieures à 1000 Bq/m<sup>3</sup>.

## 4.4 EVALUATION DES DOSES

### 4.4.1 ESTIMATION DES TEMPS D'OCCUPATION

Les risques d'augmentation du cancer du poumon dépendent de la dose totale cumulée dans le temps. L'évaluation de la dose effectivement reçue du fait de l'inhalation du radon doit tenir compte du temps effectivement passé dans chaque pièce.

Les renseignements ont été fournis par M. Garcia lui-même en moyenne journalière (sauf pour la cave qu'il évite désormais au maximum et où il ne descend qu'une fois par mois). Les données ont ensuite été converties en temps de présence annuel sur la base de 304 jours par an (au lieu de 365), la différence correspondant à une absence de 2 mois par an.

	Temps passé par jour	Temps de présence annuel (en heures)
Chambre	8,5 h	2 584
Bureau	6,5 h	1 977
Cuisine	1,5 h	456
Salle de bain	0,5 h	152
Séjour	2 h	608
Hall	10 mn	51
Garage	10 mn	51
Cave	-	1

*Les calculs sont basés sur une présence de 10 mois sur 12.*

### 4.4.2 CALCUL DES EXPOSITIONS

#### 4.4.2.1 Précisions méthodologiques

A partir des temps d'occupation et des concentrations en radon des différentes pièces, il est possible d'évaluer, en fonction de différentes valeurs de F, l'exposition liée à l'inhalation du radon 222 et de ses descendants.

**1. On détermine tout d'abord l'énergie alpha potentielle (EAP) :**

$$EAP = A^{Rn222} \times 5,56 \times F \times T \times 0,8$$

<sup>7</sup> Les trois premiers cycles de comptages (soit 3 fois 10 minutes) ne sont pas pris en compte car ils correspondent à une phase de stabilisation de l'appareil (diffusion passive du radon vers la chambre de comptage).



avec :

$A^{Rn222}$  : concentration en radon 222 dans la pièce contrôlée (en Bq/m<sup>3</sup>) ;

F : facteur d'équilibre ;

5,56 : énergie alpha potentielle par unité d'activité pour une situation d'équilibre entre le radon et ses descendants (en nanojoule par becquerel : nJ/Bq) ; T : temps effectivement passé dans la pièce (en h) ;

0,8 : capacité respiratoire (en m<sup>3</sup>/h).

2. Pour passer de la dose reçue (EAP exprimé en mJ) à la dose efficace (en mSv/an), nous utilisons la convention de conversion de la CIPR (publication n°65), soit :

$1 \text{ mJ.h/m}^3 = 1,1 \text{ mSv.}$

#### 4.4.2.2 Résultats des calculs

Les résultats des calculs sont reportés dans le tableau T5 présenté ci-dessous. Deux méthodes ont été utilisées :

- La méthode standard, utilisant l'activité du radon 222 obtenue avec film ouvert et une valeur conventionnelle de F = 0,4.
- Une méthode utilisant l'activité du radon 222 gazeux obtenue à partir du film en mode fermé et le facteur d'équilibre déterminé, pour chaque pièce, à partir du ratio ouvert / fermé (cf. valeurs présentées dans le tableau T3).

Tableau T5 : évaluation de la dose efficace annuelle

Identification de la pièce	Etage	Radon 222 en Bq/m <sup>3</sup> (film nu)	Durée en h/an	Facteur d'équilibre (supposé)	EAP en mJ/an	Dose efficace en mSv/an
Chambre	2ème	2 759	2 585	0,40	12,69	13,96
Bureau	1er	10 150	1 977	0,40	35,70	39,27
Salle de séjour	1er	7 839	608	0,40	8,48	9,33
Cuisine	1er	10 003	456	0,40	8,12	8,93
Salle de bain	1er	16 641	152	0,40	4,50	4,95
Hall d'entrée	r-d-c	12 003	51	0,40	1,08	1,19
Garage est	r-d-c	4 933	51	0,40	0,44	0,49
Cave	s-s	66 875	1	0,40	0,12	0,13
<b>EAP totale (en mJ/an) :</b>					<b>71,15</b>	
<b>Dose efficace totale (en mSv/an) :</b>						<b>78</b>

Identification de la pièce	Etage	Radon 222 en Bq/m <sup>3</sup> (film gobelet)	Durée en h/an	Facteur d'équilibre (calculé)	EAP en mJ/an	Dose efficace en mSv/an
Chambre	2ème	2 178	2 585	0,70	17,53	19,28
Bureau	1er	9 609	1 977	0,48	40,56	44,62
Salle de séjour	1er	7 272	608	0,50	9,84	10,82
Cuisine	1er	11 309	456	0,21	4,82	5,30
Salle de bain	1er	17 197	152	0,31	3,61	3,97
Hall d'entrée	r-d-c	8 580	51	0,80	1,55	1,70
Garage est	r-d-c	6 119	51	0,14	0,19	0,21
Cave	s-s	50 406	1	0,74	0,17	0,18
<b>EAP totale (en mJ/an)</b>					<b>79,29</b>	
<b>Dose efficace totale (en mSv/an) :</b>						<b>87</b>

- La méthode standard utilisée en radioprotection pour l'évaluation des ordres de grandeur conduit à une dose efficace de **78 mSv/an**.
- Si l'on utilise les valeurs du facteur d'équilibre estimées pour chaque pièce (de 0,14 dans le garage à 0,8 dans le hall), on obtient une dose efficace de **87 mSv/an**.
- Si l'on refait les calculs en utilisant comme valeur de F, les minimum et maximum couramment mentionnés dans la littérature, soit **0,2 et 0,8**, on obtient une fourchette de dose allant de **37 mSv/an** (valeur minimale) à **129 mSv/an** (valeur maximale). Ceci indique clairement que, même en retenant l'hypothèse la moins pénalisante ( $F=0,2$ ), on obtient une dose efficace 37 fois supérieure à la limite fondamentale de dose retenus par le public (1mSv/an) et près de 2 fois supérieure à la limite maximale fixée pour les travailleurs (20 mSv/an)

Nous retiendrons, comme valeur d'exposition la plus probable **une dose efficace annuelle de 82,5 mSv**, valeur établie à partir de la moyenne de 78 mSv/an (calcul standard) et de 86 mSv/an (calcul affiné en fonction des conditions réelles).

**Si l'on déduit le bruit de fond naturel (soit 0,5 mSv/an pour 40 Bq/m<sup>3</sup>), on peut donc considérer que l'exposition au radon représente, pour les habitants cette maison, un surcroît de dose efficace de 82 milliSieverts par an.**

Il convient de préciser que l'ordre de grandeur de l'exposition correspond au temps que M. Garcia passe en moyenne annuelle dans les différentes pièces. Au total, le facteur d'occupation est de **67%** et la dose efficace correspondante est de l'ordre de **82 mSv/an**. Cette valeur correspond à un temps de présence intermédiaire entre des situations

Si l'on dépasse le cas particulier et que l'on se place d'un point de vue plus général, on peut imaginer, pour des retraités plus sédentaires, des femmes ou des hommes au foyer, des enfants en bas âge ou des personnes travaillant à domicile, des taux d'occupation plus élevés, de l'ordre de **80%**, soit en moyenne 19h à l'intérieur et 5h en extérieur. Dans cette configuration, la dose efficace annuelle pourrait dépasser **90 mSv/an** et approcher, dans certains cas, la valeur de **100 mSv/an**.

En revanche, pour une personne active, passant en moyenne annuelle 11h par jour en dehors de son domicile, soit un taux d'occupation de la maison de **55%**, la dose sera plus proche de **50 mSv/an**.

#### **Remarque sur la validité des évaluations de dose.**

Des évaluations plus précises des doses induites par l'inhalation du radon et de ses descendants devraient inclure des mesures directes de l'EAP, des mesures des taux d'empoussièrement, des mesures granulométriques et l'évaluation de la fraction libre.

**En tout état de cause, les données acquises dans le cadre de cette étude, ajoutées aux résultats publiés par l'OPRI, permettent d'ores-et-déjà de poser un diagnostic de risque sanitaire élevé, exigeant une intervention rapide.**

La nécessité d'aller plus loin sur le plan scientifique ne doit pas servir de prétexte au report de l'intervention. La question n'est pas de savoir si la dose réelle est plus près de 60 mSv/an ou de 90 mSv que de 80. **A ces niveaux d'exposition, la protection sanitaire des occupants doit primer sur la recherche de précision.**

## 5 EVALUATION DU RISQUE SANITAIRE

### 5.1 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION TOTALE AJOUTÉE

#### 5.1.1 VOIES D'EXPOSITION

L'évaluation du surcroît d'exposition induit par la présence des déchets radioactifs dans la propriété doit prendre en compte l'ensemble des voies d'exposition. Théoriquement, le calcul devrait intégrer l'ensemble des contributions :

- 1. irradiation **externe** par exposition aux **rayonnements émis par le sol** ;
- 2. irradiation **externe** par **contamination de la peau** (avec possibilité de transformation en contamination interne en cas de transfert au niveau des lésions de la peau ou des orifices naturels) ;
- 3. irradiation **interne** liée à l'**ingestion volontaire** de végétaux provenant du jardin (légumes du potager, fruits du verger, champignons...) ;
- 4. irradiation **interne** du fait de l'**ingestion involontaire** de microparticules de terre ;
- 5. irradiation **interne** du fait de l'**inhalation de poussières radioactives** remises en suspension à partir du sol ;
- 6. irradiation **interne** liée à l'**inhalation du radon 222**, gaz radioactif généré par la désintégration du radium 226.

Après analyse du dossier et des résultats disponibles, et sachant que l'objectif est de déterminer les ordres de grandeur et non d'effectuer un calcul exhaustif, nous avons choisi de négliger le point 2 (contribution a priori négligeable), le point 3 (absence de potager et possibilité de limiter à zéro les incorporations dès lors que l'on est informé) et le point 5 (données insuffisantes pour le calcul).

#### 5.1.2 ÉVALUATION DE LA DOSE EFFICACE TOTALE

Le tableau ci-dessous présente, dans la colonne 2, les expositions de base, liées pour l'essentiel au temps de présence dans les pièces de vie du premier et du second étages. On peut constater que l'essentiel de la dose (de l'ordre de **99%**) provient de l'inhalation des **descendants du radon**. Il faut cependant souligner que, si la contribution de l'irradiation externe reste très secondaire comparée aux doses délivrées par le radon, elle est loin d'être négligeable, en absolu, en regard des limites fondamentales de dose.

A cette exposition de base, difficile à réduire puisqu'elle est liée au temps de présence dans les pièces à vivre, s'ajoutent des expositions plus difficiles à apprécier car elles sont liées à des scénarios particuliers. A titre indicatif, quelques exemples sont présentés dans les colonnes 3 et 4.

Voies d'exposition	Dose efficace en $\mu\text{Sv}/\text{an}$	Scénarios ponctuels générant des expositions à ajouter au calcul de base.	Dose supplémentaire en $\mu\text{Sv}$ par occurrence
1. Irradiation externe	500	Ex. : réparer l'escalier (4 h)	30 $\mu\text{Sv}$
2. Ingestion involontaire		Enfant de 2 ans ingérant 1 g de terre issue des 4 points échantillonnés	70 $\mu\text{Sv}$
4. Inhalation de radon	81 000	Ex. : ranger la cave (6 h)	930 $\mu\text{Sv}$

Il faut préciser que la contribution des scénarios ponctuels est actuellement limitée. En effet, les occupants sont désormais informés des risques : ils évitent au maximum d'aller à la cave (les calculs sont basés sur 1 h par an, soit 6 mn par mois, 10 mois par an, pour aller chercher ou entreposer des bouteilles).

En l'absence d'information, la contribution des **scénarios ponctuels** a pu être importante. On note par exemple qu'il suffit de passer 6 heures à la cave pour recevoir une dose efficace d'environ 1 millisievert. Ceci conduit à s'interroger sur les niveaux de dose reçus dans le passé.

### 5.1.3 LES EXPOSITIONS PASSÉES

Il est impossible de procéder à une reconstitution des doses reçues dans le passé mais on doit souligner qu'elles étaient nécessairement **très supérieures** à celles qui sont évaluées aujourd'hui.

**Entre 1964**, date d'acquisition de la maison, **et 1975**, date des travaux de décontamination du SPR, le sol de la cave était encore en **terre battue** ce qui facilitait les émanations de radon. Les débits de dose étaient également très supérieurs à ce que l'on mesure actuellement, tant dans le jardin (**avant décapage**) que dans la maison (**avant le bétonnage et le plombage de certaines parties du sol**). La chaudière était alors installée à la cave et le temps de présence dans cette pièce était plus important, d'autant que les risques liés au radon étaient ignorés. C'est à cette époque également que des enfants ont fréquenté le jardin. Les chiffres donnés dans le scénario d'ingestion présenté ci-dessus correspondent à une terre dont l'activité massique est comprise entre 40 000 et 480 000 Bq/kg. Avant l'enlèvement des zones les plus irradiantes, les activités massiques étaient nécessairement supérieures

Les évaluations actuelles donnent aussi une image certainement minorée de l'exposition réelle des occupants **dans la phase 1975 – 1998**. En effet, l'utilisation de la maison était alors plus libre. Il faut savoir que les époux Garcia n'ont appris qu'en juin 1999 qu'ils étaient exposés au radon. Le rapport adressé par l'OPRI n'évoque d'ailleurs qu'un « *risque éventuel* » qu'il serait « *souhaitable* » de pallier (cf. annexe 6). Ce n'est que depuis novembre 1999, date de l'intervention du technicien de la CRII-RAD, que les occupants de la maison ont pris conscience du niveau de risque et s'efforcent d'aérer au maximum les différentes pièces de la maison (ils laissent les garages ouverts toute la journée).

## 6 NORMES ET RISQUE SANITAIRE

### 6.1.1 SITUATION DU SITE EN REGARD DES NORMES DISPONIBLES

Nous baserons notre analyse sur une dose efficace totale de **80 mSv/an**. Il s'agit de la dose induite par la pollution radioactive du site, déduction faite de l'exposition liée à la radioactivité naturelle.

#### ◆ Les prescriptions de la directive EURATOM 96/29

La dose de 80 mSv peut être comparée aux limites fondamentales de dose établies pour toutes les activités humaines susceptibles d'accroître l'exposition des individus aux rayonnements ionisants provenant d'une source artificielle ou d'une source naturelle lorsque les radionucléides sont traités, **ou l'ont été**, en raison de leurs propriétés radioactives, fertiles ou fissiles (c'est le cas des installations d'extraction du radium).

- La limite de dose pour les personnes du **public** est fixée à **1 mSv par an** (soit 1000  $\mu$ Sv/an). Cette limite concerne la somme de toutes les expositions provenant de l'ensemble des pratiques concernées.
- La directive propose comme **seuil de référence** pour l'exposition liée à une seule pratique une dose de **10  $\mu$ Sv/an** : au-delà de cette valeur, l'exposition ne peut plus être considérée comme **négligeable** (en dessous du seuil, on considère qu'elle peut être ignorée, à condition que la dose collective reste inférieure à 1 homme . Sievert, c'est-à-dire que le nombre de personnes exposées ne soit pas trop important).
- Pour les **travailleurs** exposés la limite de dose est fixée à 100 mSv sur 5 années consécutives, soit, en moyenne, **20 mSv/an**.

La dose efficace reçue chaque année par les occupants de la maison est donc :

- 8 000 fois supérieure au surcroît de risque dit « négligeable » ;
- 80 fois supérieure à la limite du risque tolérable fixée pour l'ensemble des expositions humaines (hors rayonnement médical) ;
- 4 fois supérieure à la limite fixée pour les travailleurs les plus exposés (catégorie A).

#### ◆ Les critères d'assainissement de la DGS

S'agissant d'expositions générées par une pollution ancienne, et non par une activité industrielle, les limites sus visées ne sont pas directement applicables. Ce type de situation est visé par l'article 53 du titre IX de la directive, consacré aux interventions en cas d'exposition durable, mais cet article reste très vague et ne définit aucun critère objectif pour l'intervention..

Sans qu'il s'agisse de véritables niveaux d'intervention, on peut cependant se référer **aux critères de décontamination** fixés par la direction générale de la santé (DGS-BR) et publiés dans le rapport d'activité de l'OPRI de 1997. Le texte indique qu'il s'agit de valeurs de référence qui doivent être appliquées lors des opérations d'assainissement :

- Concentration en radon 222 inférieure à 400 Bq/m<sup>3</sup> : ce critère est largement **dépassé** dans toutes les pièces de la maison, du sous-sol, jusqu'au 2ème étage ;
- Activité massique du radium 226 inférieure à 5 Bq/g (soit 5 000 Bq/kg) à l'extérieur des bâtiments. Cette limite (particulièrement élevée) est **dépassée** dans 2 des 4 échantillons de sol analysés (42 000 Bq/kg pour l'échantillon P4, soit plus de 8 fois le seuil)
- Débit de dose inférieur à 0,2  $\mu$ Gy/h à l'intérieur des bâtiments. Ce critère est également **dépassé** : des valeurs supérieures à 12  $\mu$ Sv/h, soit plus de 60 fois le seuil, ont été mesurés au sous-sol et au rez-de-chaussée.

## 6.1.2 ÉVALUATION DU RISQUE SANITAIRE

### 6.1.2.1 Les conclusions de la CRII-RAD

**Sur la base d'une exposition annuelle de 80 mSv, on se situe clairement à des niveaux de risque que l'on peut qualifier d'inacceptables.**

Si l'on se base sur les valeurs d'EAP évaluées à partir de la moyenne des estimations standard et réalistes et que l'on applique le facteur de risque défini par la CIPR (publication n°65) pour le risque de décès par cancer du poumon, soit  $8.10^5 / \text{mJ.h.m}^3$ , le risque actuellement encouru par M. Garcia est de l'ordre de **0,6% par an** (

Si l'on considère que M. Garcia réside depuis **36 ans** dans cette maison, le risque associé peut être évalué à **22%**. Il s'agit d'une **évaluation a minima** qui prend comme hypothèse que les expositions passées sont égales aux expositions actuelles (alors quelles étaient certainement nettement supérieures, au moins entre 1964 et 1975)

Si l'on considère, l'exposition pendant la **vie entière** (80 ans), ainsi qu'il est habituel en radioprotection, on parvient à un surcroît de risque de décéder d'un cancer du poumon radio-induit de plus de **47%**.

S'agissant d'une maison d'habitation, il faudrait également prendre en considération l'exposition potentielle des groupes sensibles que sont les fœtus ou les jeunes enfants.

### 6.1.2.2 Remarques concernant les conclusions de l'OPRI.

Dans son procès-verbal du 2 février 1999 concernant l'intervention effectuée le 12 octobre 1998 au 36, chemin du Couvent, l'**OPRI présente des conclusions sur l'impact dosimétrique** (les passages en gras sont soulignés par nous) :

*« Au total l'exposition ajoutée – sans compter le radon dans le sous-sol – pourrait dépasser le seuil de 1000  $\mu\text{Sv}/\text{an}$  fixé par la directive du 13 mai 1996 comme limite tolérée de l'exposition ajoutée pour le public.*

*En soi cette situation n'est évidemment pas normale bien que **le risque sanitaire différentiel ainsi radio-induit demeure faible** : en se référant aux normes de la Commission Internationale de Protection Radiologique, une vie entière passée dans cette maison (**80 ans**) engendrerait un risque de contracter une pathologie à caractère stochastique (un cancer) d'environ **0,5%** alors que dans le même temps, le risque d'être victime d'une pathologie comparable imputable à d'autres causes est voisin de 25%. **En vivant dans cette maison pendant 80 ans l'augmentation du risque de cancer est de l'ordre de 2%** à l'issue de cette période.*

***Cette situation n'est pas anodine mais elle n'est pas sanitaire dangereuse**, d'autant qu'en prenant certaines précautions comme de s'abstenir de créer un potager ou de demeurer le moins possible dans les sous-sols (dont on aura au préalable vérifié la ventilation) il est possible de réduire les doses reçues à des niveaux très inférieurs à 1000  $\mu\text{Sv}/\text{an}$ . »*

Ainsi que l'OPRI le signale dans le texte, le calcul ne prend pas en compte le radon. Des mesures seront effectuées quelques mois plus tard : 6 dosimètres Algade (DPRI) sont alors exposés en différentes pièces de l'habitation, du 3 mars au 9 juin 1999. Le courrier qui accompagne les résultats précise :

*« Les principales pièces présentent un taux de radon d'environ 8000  $\text{Bq}/\text{m}^3$  supérieur au seuil de précaution de 400  $\text{Bq}/\text{m}^3$  recommandé par la DGS dans la circulaire 96/46 du 27 janvier 1999. » (...)*

*« Afin de pallier tout risque **éventuel** lié à une exposition durable et conformément à l'avis du Conseil supérieur d'hygiène en la matière, **il serait souhaitable** d'engager des actions correctrices dans le but d'abaisser la concentration de radon dans votre maison à un niveau aussi bas qu'il est raisonnablement possible. »*

Au cours d'une troisième intervention, effectuée en octobre 1999, des mesures en dynamique sont effectuées sur des périodes de 30 mn; en 4 pièces de l'habitation situées respectivement au sous-sol, rez-de-chaussée, au premier et au deuxième étages. Là encore, les commentaires ne font aucune allusion à un quelconque risque et ne reviennent pas sur le diagnostic de décembre 1998.

Le diagnostic établi par l'OPRI appelle des **commentaires sévères**.

1. **Le bilan sanitaire est posé de façon définitive dans le procès-verbal d'intervention, alors que l'évaluation de l'exposition au radon n'est pas faite.** C'est une première faute, difficilement compréhensible. En effet, en cas de contamination du sous-sol par le radium 226, l'exposition au radon constitue généralement le paramètre clef de l'impact sanitaire et il est pour le moins imprudent de hasarder des conclusions dosimétriques et sanitaires tant que l'évaluation n'est pas faite.
2. Quand les résultats des mesures de radon sont disponibles, **en juin 1999**, ils sont commentés en dehors de tout contexte, comme s'il s'agissait d'une autre maison. **Le diagnostic sanitaire effectué en décembre 98 n'est pas revu à la hausse**, alors même que la contribution dosimétrique du radon est, de toute évidence prépondérante, et que sa prise en compte modifierait complètement l'évaluation du risque.

Sur la base des concentrations en radon mesurées dans la maison et du coefficient de décès par cancer utilisé par l'OPRI dans son rapport de février 1999 (soit  $5.10^{-2}/Sv$ , CIPR 60), le texte du procès-verbal pourrait être modifié comme suit :

*« une vie entière passée dans cette maison (80 ans) engendrerait un risque de contracter un cancer d'environ **32%** (et non plus d'environ 0,5%) alors que dans le même temps, le risque d'être victime d'une pathologie comparable imputable à d'autres causes est voisin de 25%. Soit 1 « chance » sur 3 de décéder d'un cancer induit par la pollution radioactive de l'habitation. En vivant dans cette maison pendant 80 ans l'augmentation du risque de cancer à l'issue de cette période est de l'ordre de **128%** (et non plus de 2%). »*

## 7 CONCLUSION

### 7.1.1 CONCERNANT LE DEVENIR DU SITE

La situation radiologique de la propriété sise 36, chemin du Couvent, à Gif-Sur-Yvette n'est pas acceptable sur le plan sanitaire et doit être traitée d'urgence. Dans cette perspective, plusieurs éléments doivent être pris en compte par les pouvoirs publics :

- ◆ **Le niveau de risque est excessivement élevé et les doses de rayonnement ont déjà été cumulées sur plus de 30 ans.**

Les habitants sont soumis à une exposition aux rayonnements ionisants qui dépasse, et de très loin, les normes sanitaires en vigueur. L'exposition induite par la présence de déchets radioactifs dans le sous-sol de la maison et dans la terre du jardin peut être évaluée à plus de **80 mSv/an**. Ce niveau de dose est très supérieur à la limite maximale fixée pour le public du fait de l'ensemble des expositions industrielles (**1 mSv/an**), et même très au-delà des limites maximales fixées pour les travailleurs du nucléaire (**20 mSv/an**). Le risque cancérigène associé à ces niveaux de dose n'est admis par aucun système de radioprotection.

Par ailleurs, avant les travaux de décontamination de 1975, les expositions annuelles ont dû dépasser, certainement de beaucoup, la centaine de mSv/an. Les doses générées par la pollution ont déjà été cumulées sur plusieurs dizaines d'années par les résidents. Des enfants ont été élevés dans cette propriété. Chaque report du dossier, chaque expertise qui a conclu à l'absence de risque, a ajouté aux doses reçues par cette famille. A ces niveaux d'exposition, la non intervention s'apparente à de la non assistance à personne en danger.

- ◆ **Les déchets présents dans le sous-sol seront toujours aussi radioactifs dans 1 millier d'année.**

Les analyses montrent clairement que le sol constitue, en certains emplacements, du déchet radioactif appartenant à la catégorie des déchets de faible ou très faible activité. La période radioactive des radionucléides présents est pratiquement infinie à l'échelle d'une vie humaine : la décroissance de la radioactivité du terrain est déterminée, pour l'essentiel, par la période radioactive de l'uranium 238 (4,5 milliards d'années) et par celle du radium 226 (1 600 ans). Dans ces conditions, que l'on attende 10 ans, 100 ans ou 1 000 ans, le problème se posera dans les mêmes termes. La dangerosité du site n'aura pas décrû. **Par contre, plus les pouvoirs publics attendront pour traiter le problème, plus l'exposition des personnes et le nombre de personnes exposées augmenteront.**

**Il n'est pas responsable de renvoyer la gestion du problème aux générations à venir.** La pollution a été générée par le fonctionnement de la Société Nouvelle du Radium qui a fabriqué, du début du siècle jusqu'à 1956, des sources radioactives destinées aux services de médecine et aux laboratoires de recherche. Rien ne justifie de faire peser les opérations d'assainissement sur des personnes qui vivront dans 50 ou 100 ans, sans compter que l'on risque d'ici là de perdre la mémoire du passé du site.

- ◆ **Il ne faut pas ajouter la sanction économique au détriment sanitaire.**

Les propriétaires de la maison sont déjà pénalisés sur le plan sanitaire par les risques injustifiés auxquels ils sont exposés depuis 36 ans. Il serait choquant qu'ils n'aient d'autre choix que de perdre leur bien ou de continuer à vivre dans une maison édifiée sur un dépôt de déchets radioactifs. Étant donné la responsabilité, au moins partielle, de l'État (du fait notamment de la délivrance du permis de construire et de l'insuffisance des contrôles), il semble légitime que les habitants de la maison soient dédommagés et qu'ils puissent se reloger dans une habitation équivalente, mais exempte de pollution : une véritable maison, pleinement habitable, sans zones interdites, sans cave à haut risque, sans air insalubre, avec un jardin que l'on peut cultiver, un sol que l'on peut creuser sans masque ni gant, une terre dans laquelle des enfants peuvent jouer.



Compte tenu de la nature du sous-sol, il paraît en effet difficile d'envisager une solution de ventilation forcée avec système de surveillance permanent des niveaux de radon associés.

### 7.1.2 CONCERNANT LES RESPONSABILITÉS

Des recherches documentaires sont en cours qui devraient permettre de préciser la chronologie, d'obtenir les rapports d'expertise et de préciser les niveaux de responsabilité. Une liste assez détaillée, établie par le CEN de Saclay, devrait aider à reconstituer le dossier. Sur la base des informations déjà disponibles, on peut cependant faire un certain nombre d'observations.

#### ◆ La phase initiale : la vente

On ne peut évidemment juger le passé à la lumière des normes actuellement en vigueur. Pour autant, on ne doit pas oublier que la radioprotection n'est pas une création récente. En 1957, lorsque le terrain contaminé est vendu, les effets cancérigènes ainsi que génétiques des rayonnements ionisants sont connus. Le radium 226 et le radon 222 ont été clairement identifiés au début du siècle. Des limites de dose ont été établies pour les travailleurs, fixées en dose cumulée sur la vie professionnelle, selon la formule  $D = 50 (N-18)$ , N étant l'âge du travailleur, ce qui correspond à une moyenne de **50 mSv/an**. Pour les groupes du public les plus exposés, les limites ont été fixées à **15 mSv/an** en moyenne pour les organes hématopoïétiques, les gonades et le cristallin ; la limite est de **5 mSv/an** pour les enfants (cf. article 15 des recommandations de la CIPR en 1956).

Par ailleurs, en 1959, deux ans après la vente du terrain situé au 36, chemin du Couvent, le maire de Gif-sur-Yvette prend pour le reste de la propriété SNR un arrêté interdisant tout accès avant décontamination.

Dans ce contexte, on peut s'interroger dès l'origine du dossier, sur **la responsabilité** :

- ✓ **des propriétaires de la SNR** qui vendent un terrain non décontaminé, sur lequel, ils ne peuvent l'ignorer, ont été déversés des déchets radioactifs provenant du fonctionnement de leurs installations ;
- ✓ **de l'État** qui n'intervient pas pour imposer des contrôles et qui délivre, en la personne du Préfet, un permis de construire ;
- ✓ **de la municipalité** qui a pris un arrêté conservatoire en 1959 pour le reste du site, mais qui n'est pas intervenu sur la vente de 1957.

#### ◆ La phase intermédiaire : la décontamination

Lorsque le **SPR du CEN de Saclay** intervient en **1975** pour décontaminer le site, la radioprotection a encore progressé. Les études épidémiologiques sur les risques encourus par les travailleurs des mines d'uranium, exposés notamment au radon, se sont considérablement développées. En 1965, la CIPR (publication n°9) a défini pour la première fois un facteur de risque pour les cancers mortels radio-induits ( $4 \cdot 10^{-3}/Sv$ ). La limite de dose de base a été fixée à 50 mSv/an pour les travailleurs, et au dixième de ces valeurs, soit **5 mSv/an, pour les membres du public.**

Or, à l'issue des opérations de décontamination, **la maison a été réputée sans danger** alors que les doses auxquelles étaient exposés les occupants de la maison étaient sans aucun doute **très supérieures** à ces limites de référence. Les conditions d'intervention du SPR doivent donc être éclaircies. Des propositions de décontamination plus poussées ont-elles été faites ? Si oui, pourquoi aucune suite n'a été donnée ?

#### ◆ La phase récente

En 1977, la CIPR publie des recommandations (publication n°26) qui constituent encore aujourd'hui (et théoriquement jusqu'au 13 mai 2000 au plus tard) le socle de notre système de radioprotection. Une limite maximale admissible de 5 mSv/an est fixée pour les groupes

critiques du public. Elle est censée garantir que la dose moyenne reçue par la population restera inférieure à 0,5 mSv/an.

En 1990, la CIPR publie de nouvelles recommandations (publication n°60) dans lesquelles elle admet que le risque cancérigène a été sous-évalué : pour le décès par cancer radio-induit, le coefficient de risque est désormais de  $5.10^{-2}/Sv$  (soit 4 fois supérieur au facteur de risque retenu en 1977). Pour les personnes du public, la limite est abaissée à **1 mSv/an**.

Plus important, la CIPR précise que l'existence d'un seuil au-dessous duquel les doses seraient sans risque est « improbable ». Dans les recommandations de 1977, la relation linéaire sans seuil était au contraire présentée comme une hypothèse prudente.

Par ailleurs, à partir des années 1980, le risque lié à l'exposition au radon (d'origine naturelle) est de mieux en mieux documenté et des politiques de gestion du risque se développent.

Ce nouveau contexte doit être pris en compte lorsqu'on examine les décisions (ou l'absence de décision) des pouvoirs publics et des différents organismes sollicités depuis 1990. Seule une étude plus approfondie permettra de déterminer la part de responsabilité éventuelle des experts et des services qui ont été interpellés, la plupart du temps en vain, durant ces dernières années : DGS, OPRI, DPPR, etc.

Le bilan établi par l'OPRI doit être analysé avec attention. Dans son procès-verbal d'intervention, il rend des conclusions sur les risques sanitaires radio-induits sans prendre en compte la voie d'exposition prédominante que constitue l'inhalation du radon. Lorsqu'il dispose de l'information, quelques mois plus tard, il ne rectifie pas son rapport et ne met en œuvre aucune procédure d'urgence.

Au-delà du cas particulier étudié ici, il importe que les personnes confrontées à des situations de pollution aient l'assurance de pouvoir compter sur une expertise fiable des services officiels. **Les autorités sanitaires seront saisies de cette question afin que soit mise en place une méthodologie et des procédures de vérification qui garantissent aux personnes une évaluation correcte des risques.**

### 7.1.3 CONCERNANT L'ENSEMBLE DU QUARTIER

L'inventaire national des déchets radioactifs publié chaque année par l'ANDRA contient une fiche consacrée à Gif-sur-Yvette. Le texte descriptif précise :

*« Entre 1969 et 1974, plusieurs campagnes de décontamination ont eu lieu jusqu'à la démolition partielle des bâtiments et l'assainissement des terrains. En 1975, 3 propriétés voisines de l'ancienne SNR sont assainies et 39 autres propriétés attenantes sont contrôlées. Entre 1979 et 1984, plusieurs contrôles et interventions sont exécutés. Actuellement, le site est réoccupé par un lotissement. »*

A la rubrique *État actuel*, l'ANDRA précise : **« l'usine a été démantelée, les terrains ont été assainis et le site a été loti à partir de 1971 »**. Seules réserves, un peu contradictoires, la mention d'une « contamination ponctuelle dispersée dans les terrains privés » et l'obligation d'obtenir l'avis de l'OPRI pour toute modification des sols.

La fiche ANDRA donne plutôt le sentiment que le dossier est clos. Concernant le 36 chemin du Couvent, site sur lequel notre laboratoire a pu effectuer une contre-expertise, il est clair **que la réalité est loin de la description que donne l'inventaire**. Reste à savoir si la situation de cette propriété est totalement atypique - ce qui n'est pas exclu étant donné la présence d'un dépôt de déchets sous la maison - ou si d'autres habitations sont concernées par des niveaux de risque équivalents.

Des sondages radiométriques effectués par le technicien de la CRII-RAD en bordure du chemin ont révélé la présence de taches de contamination. Afin d'avancer dans la compréhension du dossier, il faudrait avoir accès aux critères de décontamination retenus par le SPR Saclay pour les opérations d'assainissement. Si cela n'a pas encore été réalisé, il

faudrait procéder, au plus tôt, à l'évaluation de la situation radiologique de l'ensemble du quartier. En première approche, il serait utile **de cartographier les niveaux de radon** des constructions situés dans un périmètre de quelques kilomètres autour des anciens terrains de la SNR.

Des investigations approfondies, conduites selon les règles de l'art, constituent une obligation minimale. La directive 96/29 précise, en son article 53 que « *Lorsque les États membres ont identifié une situation conduisant à une exposition durable résultant (...) d'une activité professionnelle passée ou ancienne, ils veillent, au besoin, et en fonction du risque d'exposition, à :*

- *la délimitation du périmètre concerné ;*
- *la mise en œuvre de toute intervention appropriée tenant compte des caractéristiques réelles de la situation ;*
- *la mise en place d'un dispositif de surveillance des expositions ;*
- *la réglementation de l'accès ou de l'usage des terrains et des bâtiments situés dans le périmètre délimité ».*

#### **7.1.4 PERSPECTIVES**

En France, les critères de décision pour la gestion des sites contaminés restent encore très obscurs. Au niveau international, la philosophie des interventions destinées à réduire les expositions est basée sur **la justification de l'intervention** : la réduction du détriment d'origine radiologique doit être suffisant pour justifier les coûts et les préjudices liés à l'intervention. C'est l'intervention qui doit être justifiée et non l'absence d'intervention.

Dans le présent dossier, les risques sanitaires sont suffisamment élevés pour que l'absence d'intervention engage clairement la responsabilité des pouvoirs publics. À des niveaux de dose de plusieurs dizaines de milliSieverts par an, il serait incompréhensible que les autorités sanitaires décident de ne pas intervenir.

Il est vrai cependant que l'indemnisation des propriétaires et la décontamination du site ont un coût. La directive européenne demande de réaliser **une analyse coût/bénéfice** : le bénéfice en terme de santé pour la famille, le coût de la décontamination pour la collectivité... sachant cependant que le traitement d'un cancer représente lui aussi une charge pour la société et que les travaux de décontamination et de mise en sécurité des déchets radioactifs devront tôt ou tard être réalisés.

Ce type d'approche suppose de calculer « **le prix d'une vie humaine** ». Il faudra donc être très attentif aux décisions que prendront les pouvoirs publics sur ce dossier. Les enjeux dépassent largement le cas particulier de Gif-sur-Yvette.

## BIBLIOGRAPHIE

### Publications :

- [ANDRU 98] J. Andru / «*La pratique des méthodes de détection du radon par les plastiques détecteurs de traces nucléaires*» / Radioprotection 1998 Vol. 33, n°4, pages 501 à 513.
- [CIPR 60] «*1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*» / International Commission on Radiological Protection / november 1990.
- [CIPR 65] «*Protection Against Radon-222 at Home and at Work*» / International Commission on Radiological Protection / september 1993.
- [CIRC/OMS 87] «*IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans – Man-made Mineral Fibres and Radon*», volume 43, IARC, Lyon, France, 1988.
- [CIRC 99] Circulaire conjointe DGS et DGUHC n° 99/46 du 27 janvier 1999 relative à l'organisation de la gestion du risque lié au radon / Annexe 3 issu de l'étude IPSN de décembre 1997.
- [EUR 18035 EN] S.P. Naismith, C.B. Howarth and J.C.H. Miles / European Commission / «*Results of the 1997 European Commission Intercomparison of passive radon detectors*» / 1998.
- [HARLEY 91] Harley, J.H. / «*Measurement of <sup>222</sup>Rn : A brief History.*» / Radiation Protection Dosimetry. Vol. 45 Nos 1-4 / 1992.
- [IPSN 98] Henri Métivier et col. / «*Le radon de l'environnement à l'homme*» / IPSN / EDP Sciences / 1998.
- [OPRI 97] «*Rapport d'activité 1997*» / OPRI, Office de Protection Contre Les Rayonnements Ionisants.
- [Steinhäusler 94] Steinhäusler F. / «*Thoron exposure of man : a negligible issue ?*» / Radiation Protection Dosimetry Vol. 56, Nos 1-4, pp. 127-131 (1994).
- [Steinhäusler 95] «*Gas Geochemistry, The significance of the exposure to thoron decay products.*» / University of Salzburg, Institute of Physics and Biophysics / Austria, Steinhäusler / 1995.
- [UNSCEAR 93] «*Sources and Effects of Ionizing Radiation*» / United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation / New York / 1993.

### Etudes du laboratoire de la CRII-RAD :

- [ECARPIERE 93] «*Etude radiologique du site de l'Ecarpière*» / Etude réalisée par le laboratoire de la CRII-RAD à la demande de la municipalité de Gétigné / mai 1993.
- [CROUZILLE 93] «*Études radioécologiques sur la division minière de la Crouzille*» / 3 Volumes / Étude réalisée par le laboratoire de la CRII-RAD à la demande du Conseil Régional du Limousin et du Conseil Général de la Haute-Vienne / février 1994.
- [NPDC 93] «*Impact des retombées atmosphériques en Nord Pas-de-Calais*» / Point de référence radiologique, effectué à la demande du Conseil Régional du Nord Pas-de-Calais par le laboratoire de la CRII-RAD / Décembre 1993.
- [HOMERIDES 97] B. Chareyron / «*École Maternelle des Homérides à Limoges*» / Rapport n°980114 / Étude réalisée par le laboratoire de la CRII-RAD à la demande de la municipalité de Limoges / février 1998.
- [NOGENT 98] B. Chareyron / «*Risques liés à l'inhalation du radon 222 et des poussières radioactives sur le groupe scolaire Marie Curie à Nogent-sur-Marne*» / Rapport n°980518 / Étude réalisée par le laboratoire de la CRII-RAD à la demande de M. P. Genty, Expert Judiciaire / mai 1998.
- [HOMERIDES 98] B. Chareyron et N. Michel / «*École Maternelle des Homérides à Limoges*» / Rapport n°980723H2 / Étude réalisée par le laboratoire de la CRII-RAD à la demande de la municipalité de Limoges / juillet 1998.
- [VALENTIGNEY 99] N. Michel «*Ecole Pergaud à Valentigney (Doubs) : Contrôle des niveaux de radon après installation d'une ventilation par extraction. Recherche de l'origine du radon.*» / Rapport n°990323 / Étude réalisée par le laboratoire de la CRII-RAD à la demande de la municipalité de Valentigney / avril 1999.

## **ANNEXES**

- **Annexe 1**

*Chaînes de désintégration de l'uranium 238, de l'uranium 235, et du thorium 232.*

- **Annexe 2**

*Croquis C1 à C3 présentant les résultats des mesures de flux de rayonnement gamma et de débit de dose.*

- **Annexe 3**

*Protocole de mesure par spectrométrie gamma du laboratoire de la CRII-RAD.*

- **Annexe 4**

*Définition du facteur d'équilibre F et de l'Énergie Alpha Potentielle (EAP).*

- **Annexe 5**

*Remarques concernant l'utilisation de capteurs ouverts ou fermés pour l'évaluation de l'exposition au radon.*

- **Annexe 6**

*Rapports de l'OPRI :*

- *Procès-verbal de l'intervention du 12 octobre 1998 – 2 février 1999*
- *Résultats des mesures de radon – 10 août 1999*

**ANNEXE 1**

Chaînes de désintégration de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232

## CHAINE RADIOACTIVE

### Famille de l'uranium 238

Radioéléments	Mode de désintégration	Période de radioactivité
<b>Uranium 238</b>	$\alpha$	<b>4,5 10<sup>9</sup> ans</b>
Thorium 234	$\beta$	24 jours
Protactinium 234	$\beta$	1,2 minutes.
Uranium 234	$\alpha$	2,5 10 <sup>5</sup> ans
Thorium 230	$\alpha$	7,5 10 <sup>4</sup> ans
<b>Radium 226</b>	$\alpha$	<b>1,6 10<sup>3</sup>ans</b>
Radon 222	$\alpha$	3,8 jours
Polonium 218	$\alpha$	3 minutes
<b>Plomb 214</b>	$\beta$	<b>27 minutes</b>
<b>Bismuth 214</b>	$\beta$	<b>20 minutes</b>
Polonium 214	$\alpha$	1,6 10 <sup>-4</sup> secondes
<b>Plomb 210</b>	$\beta$	<b>22,3 ans</b>
Bismuth 210	$\beta$	5 jours
Polonium 210	$\alpha$	138,5 jours
Plomb 206		Stable

Les radioéléments en gras dans les tableaux, indiquent qu'ils sont analysés en spectrométrie gamma

## CHAINE RADIOACTIVE

### Famille de l'uranium 235

Radioéléments	Mode de désintégration	Période radioactive
<b>Uranium 235</b>	$\alpha$	<b>7 10<sup>8</sup> ans</b>
Thorium 231	$\beta$	25,6 heures
Protactinium 231	$\alpha$	3,3 10 <sup>4</sup> ans.
Actinium 227	$\beta$	21,8 ans
<b>Thorium 227</b>	$\alpha$	<b>18,7 jours</b>
<b>Radium 223</b>	$\alpha$	<b>11,4 jours</b>
<b>Radon 219</b>	$\alpha$	<b>3,9 secondes</b>
Polonium 215	$\alpha$	1,8 10 <sup>-3</sup> secondes
<b>Plomb 211</b>	$\beta$	<b>36 minutes</b>
Bismuth 211	$\alpha$	2,2 minutes
Thallium 207	$\beta$	4,8 minutes
Plomb 207		Stable

Les radioéléments en gras dans les tableaux, indiquent qu'ils sont analysés en spectrométrie gamma



## CHAINE RADIOACTIVE

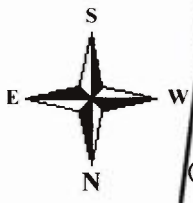
### Famille du thorium 232

Radioéléments	Mode de désintégration	Période de radioactivité
Thorium 232	$\alpha$	$1,4 \cdot 10^{10}$ ans
Radium 228	$\beta$	5,8 ans
<b>Actinium 228</b>	$\beta$	<b>6,1 heures</b>
Thorium 228	$\alpha$	1,9 an
Radium 224	$\alpha$	3,7 jours
Radon 220	$\alpha$	55,6 secondes
Polonium 216	$\alpha$	0,15 secondes
<b>Plomb 212</b>	$\beta$	<b>10,6 heures</b>
<b>Bismuth 212</b>	$\alpha \quad \beta$	<b>1 heure</b>
<b>Thallium 208</b>	$\beta$	<b>3 minutes</b>
Polonium 212	$\alpha$	$3 \cdot 10^{-7}$ secondes
Plomb 208		Stable

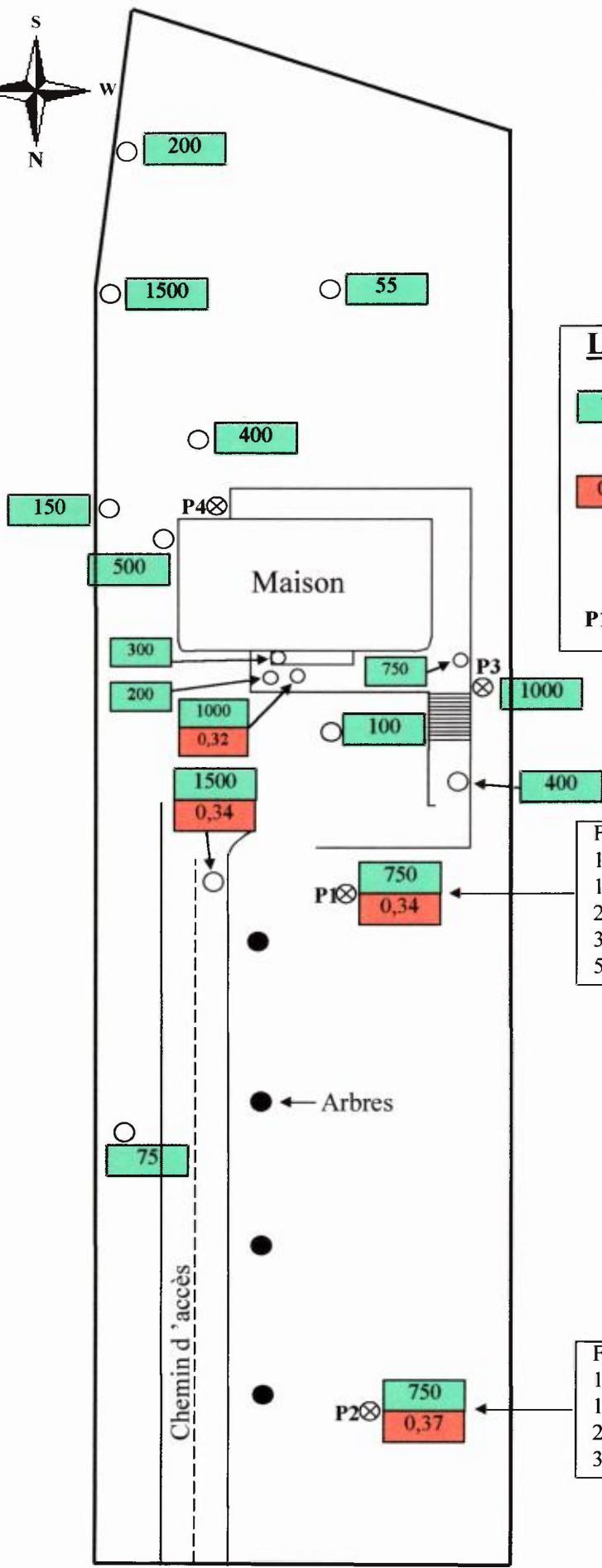
Les radioéléments en gras dans les tableaux, indiquent qu'ils sont analysés en spectrométrie gamma

**ANNEXE 2**

Croquis C1 à C3 présentant les résultats des mesures de flux de rayonnement gamma et de débit de dose



Croquis C1/Maison de Mr GARCIA  
 Mesures radiamétriques effectuées par  
 le laboratoire de la CRII-RAD  
 les 8 et 9 novembre 1999  
 sur le terrain **en extérieur**

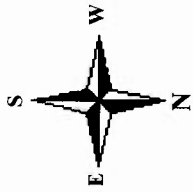


**Légende**

- 750 Flux de rayonnement  $\gamma$  (SPP2) au contact du sol (c/s)
- 0,37 Débit d'équivalent de dose (LB123) à 1 m du sol ( $\mu\text{Sv/h}$ )
- Point de mesure
- P1⊗ Prélèvement de sol

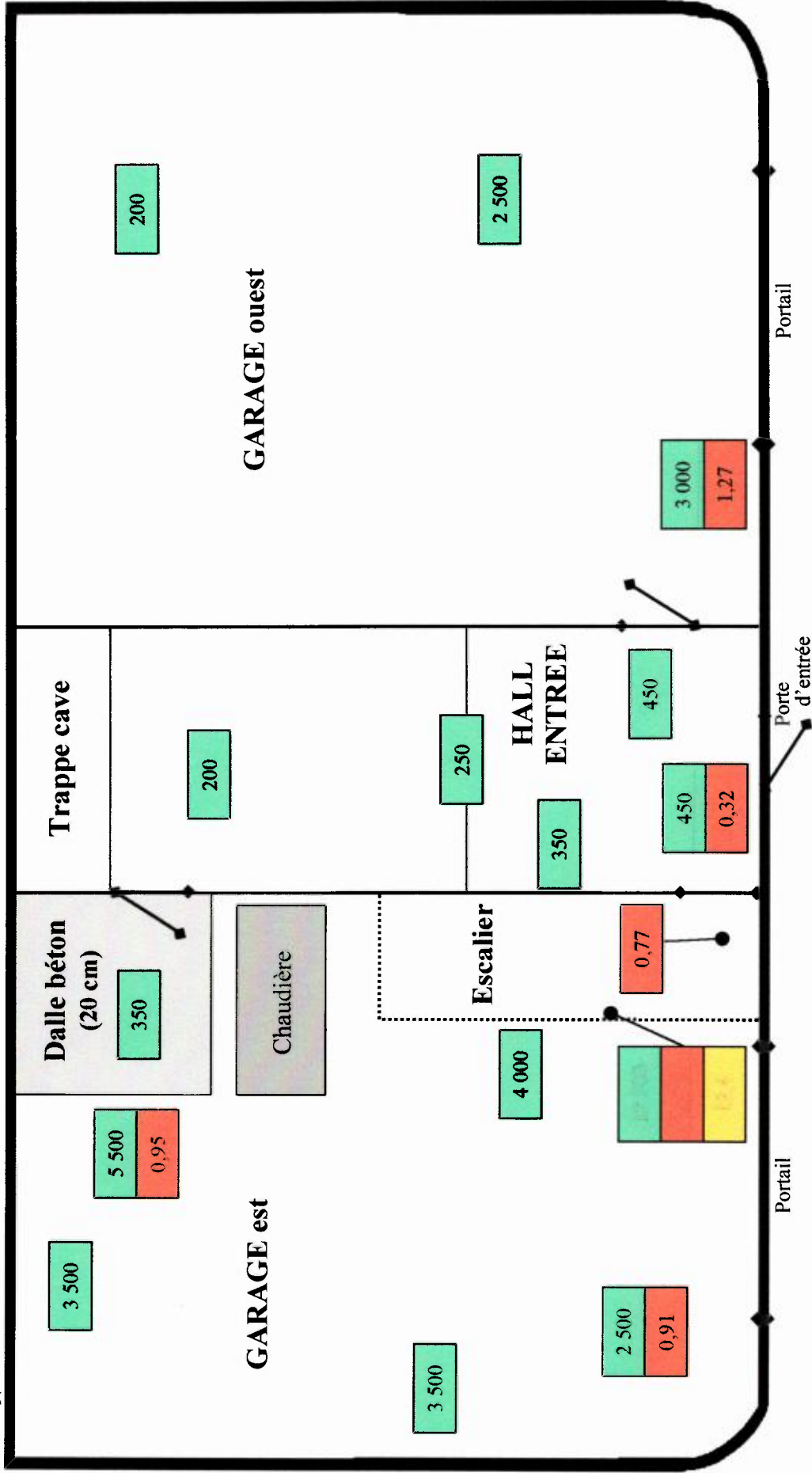
Flux de rayonnement  $\gamma$  mesuré au SPP2 (c/s)  
 1 m du sol : 250  
 10 cm de prof. : 1250  
 20 cm de prof. : 2500  
 30 cm de prof. : 6000  
 50 cm de prof. : 7500

Flux de rayonnement  $\gamma$  mesuré au SPP2 (c/s)  
 1 m du sol : 300  
 10 cm de prof. : 1500  
 20 cm de prof. : 2500  
 30 cm de prof. : 1500



Croquis C2/Maison de Mr GARCIA  
 Mesures radiométriques effectuées par le laboratoire de la CRII-RAD  
 les 8 et 9 novembre 1999 au **rez-de-chaussée**

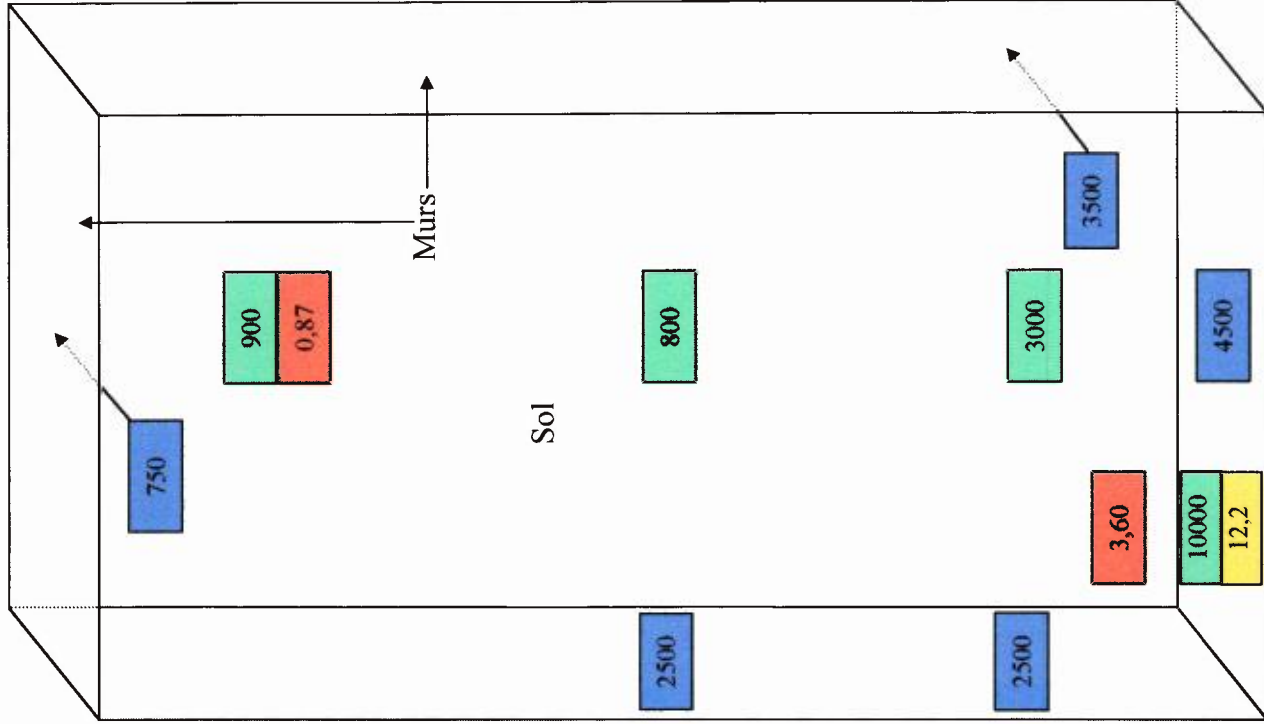
Niveau attendu (c/s) 50



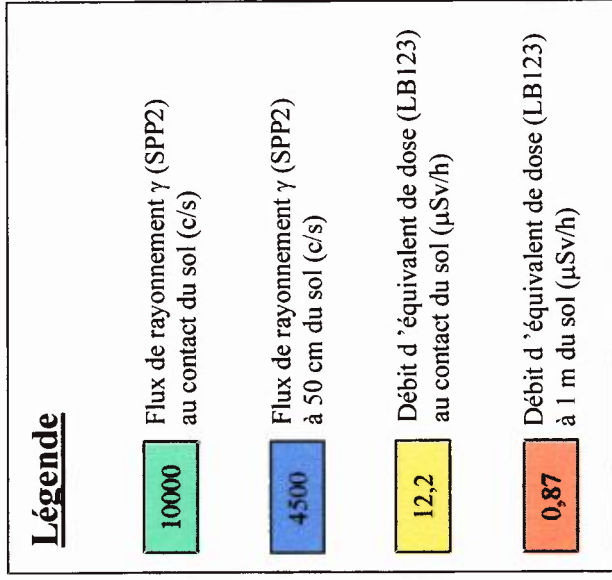
**Légende**

- 12 500 Flux de rayonnement  $\gamma$  (SPP2) au contact du sol (c/s)
- 0,95 Débit d'équivalent de dose (LB123) à 1 m du sol ( $\mu\text{Sv/h}$ )
- 1,27 Débit d'équivalent de dose (LB123) au contact du sol ( $\mu\text{Sv/h}$ )

Croquis C3/Maison de Mr GARCIA  
 Mesures radiométriques effectuées  
 par le laboratoire de la CRII-RAD  
 les 8 et 9 novembre 1999  
 dans la **cave**



Point chaud à 30 cm du sol



### **ANNEXE 3**

Protocole de mesure par spectrométrie gamma du laboratoire de la CRII-RAD

### Caractéristiques techniques et protocole de la mesure :

- **Type de détecteur :** le laboratoire de la CRII-RAD est équipé de trois chaînes de spectrométrie gamma équipées de détecteurs semi-conducteurs au germanium hyperpur (EGG/ORTEC, TYPE GMX) refroidis en permanence à l'azote liquide.

Les caractéristiques normalisées des détecteurs utilisés pour cette étude sont les suivantes :

Type	Efficacité relative	Résolution
n	22 %	1,7 keV à 1,33 MeV
n	24 %	1,7 keV à 1,33 MeV

- **Blindage :** chaque 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 :** les bruits de fond des chaînes de détection sont régulièrement contrôlés pour soustraction (dans le cas des radionucléides naturels) au signal brut.
- **Analyseur :** chaque détecteur est couplé à un analyseur 8000 canaux (carte NUCLEUS) 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.
- **Calibrage en énergie :** effectuée au moyen d'une source de pechblende.
- **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).

Les raies d'énergie utilisées sont indiquées ci-après pour les principaux radionucléides artificiels.

- **Étalonnage en efficacité :** il est effectué avec deux sources (Baryum 133 et Europium 152), en phase liquide. Les courbes d'efficacité sont déterminées par interpolation au moyen d'une fonction polynôme d'ordre 3. Les étalonnages en phase solide sont effectués au moyen d'échantillons de résidus d'extraction d'uranium UTS 4, fournis par le CANMET du Canada.
- **Temps de comptage :** il sera de 80000 secondes au moins.
- **Géométrie de conditionnement :** cf. Préparation des échantillons.

Les activités mesurées sont systématiquement accompagnées de leur marge d'incertitude : ce chiffre, précédé du signe  $\pm$  (lire plus ou moins), indique la précision de la mesure. Il 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.....) qui est estimée à  $\pm 10$  %.

Tous les radionucléides émetteurs gamma sont systématiquement recherchés dans le spectre de l'échantillon. Si leur activité n'est pas mesurable, c'est le seuil de détection de la mesure qui est mentionné (valeur précédée du symbole  $<$  : inférieur à).

Les raies utilisées pour évaluer les activités sont les suivantes :

**Radioéléments artificiels :** (liste non exhaustive)

Radioéléments	Périodes radioactives*	Energies (keV)
Iode 129	1,5 10 <sup>7</sup> ans	29,6
Américium 241	432,8 ans	59,5
Cérium 144	284,9 jours	133,5
Iode 131	8,0 jours	364,5
Antimoine 125	2,7 ans	427,9
Césium 134	2,1 ans	604,7
Ruthénium 106	1,0 an **	
Rhodium 106	29,8 secondes	621,9
Argent 110 m	249,8 jours	657,7
Césium 137	30,0 ans	661,7
Cobalt 58	70,9 jours	810,8
Manganèse 54	312,2 jours	834,8
Cobalt 60	5,3 ans	1332,5

\*\* Le ruthénium 106 est évalué sur son descendant direct, le rhodium 106.

**Radioéléments d'origine naturelle :** (liste non exhaustive)

Radioéléments	Périodes radioactives*	Energies (keV) gamma
<b>chaîne de l'Uranium 238</b>		
Thorium 234	24 jours	63,3
Radium 226	1600 ans	186,1
Plomb 214	27 minutes	351,9
Bismuth 214	20 minutes	609,3
Plomb 210	22,3 ans	46,5
<b>Uranium 235</b>	7 10 <sup>8</sup> ans	163,4
<b>chaîne du Thorium 232</b>		
Actinium 228	6,1 heures	911,2
Plomb 212	10,6 heures	238,6
Thallium 208	3 minutes	583
<b>Potassium 40</b>	1,3 10 <sup>9</sup> ans	1460,8
<b>Béryllium 7</b>	55 jours	477,6

\* période radioactive : c'est le temps nécessaire pour que l'activité d'un radioélément diminue de moitié. Ainsi après 1 période, il persistera 50 % de l'activité initiale ; 25 % après 2 périodes ; 12,5 % après 3 ; etc.



## **ANNEXE 4**

Définition du facteur d'équilibre  $F$  et de l'Énergie Alpha Potentielle (EAP)

## Définition du Facteur d'équilibre F et de l'Énergie Alpha Potentielle (EAP)

### - L'Énergie Alpha Potentielle et le facteur d'équilibre F.

En réalité, la détermination de l'activité en radon 222 dans l'air ambiant (en Bq/m<sup>3</sup>) n'est pas un paramètre suffisant lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact sanitaire. Il faut en effet tenir compte de l'activité des descendants à vie courte du radon qui ne sont pas forcément en équilibre avec leur père, c'est à dire à activité égale. Le paramètre pertinent du point de vue de la radioprotection est plutôt l'Énergie Alpha Potentielle volumique ou EAP, exprimée en nanojoules par mètre cube (nJ/m<sup>3</sup>). L'EAP est la somme des énergies des particules alpha émises au cours de la désintégration de tous les produits de filiation à vie courte du radon, contenus à un instant donné dans un mètre cube d'air.

Un autre paramètre, le facteur d'équilibre F, permet de passer de la concentration en gaz radon 222 (en Bq/m<sup>3</sup>), à l'EAP (en nJ/m<sup>3</sup>). Il est défini comme le rapport entre l'Énergie Alpha Potentielle réelle d'un mélange (radon et descendants), et l'Énergie Alpha Potentielle qu'aurait ce mélange s'il était à l'équilibre avec le radon 222 :

- si le radon 222 est en équilibre avec ses descendants,  $F = 1$  et 1 becquerel par mètre cube de radon 222 est équivalent à une EAP de 5,56 nanojoules par mètre cube [CIPR 65].

- Mais, le facteur d'équilibre peut très bien être différent de 1.

Dans ce cas, le lien entre la concentration en radon 222 exprimée en becquerels par mètre cube et l'EAP est :

$$\text{EAP} = \text{concentration en radon 222 (Bq/m}^3\text{)} \times F \times 5,56 \text{ (nJ/m}^3\text{)}$$

Dans l'air intérieur (habitat), les facteurs d'équilibre sont le plus souvent compris entre 0,3 et 0,8.

La CIPR 65 retient une valeur moyenne de 0,4 pour déterminer les équivalences de dose. Dans la réalité, le facteur F peut être compris entre 0 et 1. Dans le cas d'un fort taux d'émission de radon ou d'une forte circulation d'air, le facteur tend vers zéro (excès de radon par rapport à ses descendants). Dans une atmosphère à faible circulation d'air, il peut tendre vers 1. L'activité du radon est alors égale à celle de chacun de ses descendants.

### - l'Équivalent de dose efficace engagée (que nous appellerons dose dans la suite de ce document).

En radioprotection il est utile de ramener à la même unité, l'évaluation des risques sanitaires induits par divers types d'expositions aux rayonnements ionisants (exposition externe, inhalation, ingestion).

Ce concept est celui d'équivalent de dose efficace engagée dont l'unité est le Sievert et ses sous multiples, le microSievert (µSv) ou millionième de Sievert, et le milliSievert (mSv) ou millième de Sievert.

Dans l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil entre dose et risque, la Commission Internationale de Protection Radiologique considère que pour un million de personnes exposées à un milliSievert, 50 cancers mortels radioinduits peuvent découler de cette irradiation.

Dans sa publication 65, la CIPR fait état des conventions de conversion suivantes basées sur l'analyse du détriment sanitaire :

- Tout public, à domicile :  $1 \text{ mJ.h.m}^{-3} = 1,1 \text{ mSv}$

- Travailleur, sur le lieu de travail :  $1 \text{ m J.h.m}^{-3} = 1,43 \text{ mSv}$

Elle recommande que les actions correctrices pour abaisser les concentrations en radon 222 soient entreprises à partir d'une activité moyenne annuelle de 200 à 600 Bq/m<sup>3</sup> dans l'habitat, ce qui correspond, en valeur arrondie, à 3 à 10 milliSieverts par an (pour un facteur d'équilibre de 0,4 et un temps de résidence à domicile de 7 000 heures).

Pour une exposition sur le lieu de travail, dans l'hypothèse d'une présence de 2 000 heures, les niveaux d'intervention recommandés sont de 500 à 1 500 Bq/m<sup>3</sup>. Mais pour les écoles, ce sont les valeurs de 200 à 600 Bq/m<sup>3</sup> qui constituent le niveau à partir duquel il est nécessaire d'agir.

L'application du principe d'optimisation conduit à rechercher, chaque fois que cela est possible, à limiter au maximum la concentration en radon 222 dans l'air inhalé. Il ne faut pas perdre de vue en effet que la CIPR 65 évalue le détriment sanitaire lié à l'inhalation du radon (valeur proche du coefficient de risque de décès par cancer du poumon), à  $8.10^{-5}$  par mJ.h.m<sup>-3</sup> pour le public.

Une personne du public (débit d'inhalation standard de l'adulte : 0,8 m<sup>3</sup>/h), qui réside (7 000 heures par an) dans un habitat où la concentration moyenne est de 200 Bq/m<sup>3</sup> de radon 222 (pour un facteur d'équilibre  $F = 0,4$ ), subit une Énergie Alpha Potentielle égale à :

$$200 \times 0,8 \times 7000 \times 5,56.10^{-9} \times 0,4 = 2,49 \text{ milliJoules.}$$

Le risque de décès par cancer du poumon est alors proche de  $2.10^{-4}$ , soit un décès pour 5 000 personnes.

## **ANNEXE 5**

Remarques concernant l'utilisation de capteurs ouverts ou fermés pour l'évaluation de l'exposition au radon

## Notion de détecteur ouvert et détecteur fermé

Les films DSTN peuvent être exposés en mode ouvert (c'est-à-dire que le film est nu, et directement à l'air libre), ou en mode fermé (dans ce cas, le film reste à l'intérieur d'une enveloppe constituée d'un matériau perméable au gaz radon, mais imperméable aux aérosols et poussières).

Les avantages et inconvénients de ces deux techniques sont présentés ci-dessous. Les définitions préalables des concepts de **Facteur d'équilibre (F)** et d'**Energie Alpha Potentielle (EAP)** sont données en Annexe 4.

### 1.1.1 1 DÉTECTEUR OUVERT

**En mode ouvert**, le film reçoit l'impact des particules alpha émises par le radon 222 et ses descendants radioactifs émetteurs alpha, mais il est susceptible de recevoir également, en théorie, l'impact des particules alpha émises par des aérosols émetteurs alpha et par les isotopes 219 et 220 du radon et leurs descendants radioactifs émetteurs alpha. La densité de particules alpha n'est plus alors représentative du seul radon 222.

#### 1.1.1.1.1 Les poussières

En mode ouvert, on pourrait craindre un impact sur le film, de **poussières** d'émetteurs alpha à vie longue (uranium 238, l'uranium 235 ou thorium 232) susceptibles de se déposer sur le film nu. En situation normale, l'activité volumique de ces poussières est très faible devant celle du radon 222 (quelques mBq/m<sup>3</sup>, contre plusieurs dizaines de Bq/m<sup>3</sup>). De plus, même en cas d'accumulation des poussières sur le film nu, l'énergie des particules alpha émises par ces poussières directement contre le film serait trop forte (du fait de l'absence d'une mince couche d'air à traverser avant pénétration dans le film) ; le film ne serait pas alors marqué par le passage de la particule alpha trop énergétique. DOSIRAD considère que des particules alpha d'énergie supérieure à 4,5 MeV ne seraient pas détectées [ANDRU 98].

#### 1.1.1.2 1.2 Le radon 219

La contribution du radon 219 est négligeable en regard de celle du radon 222.

En effet, le radon 219 est produit au sein de la chaîne de désintégration de l'uranium 235. Or l'uranium 235 est 21 fois moins abondant dans la nature que l'uranium 238 (dont est issu le radon 222). De plus, la période physique du radon 219 est beaucoup plus courte que celle du radon 222 (3,9 secondes, contre 3,8 jours). Le radon 219 présente donc un taux de production et un risque d'accumulation dans l'habitat beaucoup plus faible que le radon 222.

#### 1.1.1.3 1.3 Le thoron

Le thoron (radon 220), est issu de la désintégration du thorium 232 (isotope radioactif naturel présent dans l'écorce terrestre à une teneur généralement proche de celle de l'uranium 238). Dans la mesure où la période physique du thoron est de seulement 55,6 secondes, la production et l'accumulation de ce gaz dans l'habitat devraient être, en général, nettement inférieure à celle du radon 222. Cependant, dans le cas d'une teneur en thorium 232 anormalement élevée dans les matériaux de construction, la concentration du thoron dans l'air intérieur pourrait ne plus être négligeable.

En mode ouvert, la densité de traces est convertie en activité volumique de radon 222, en Bq/m<sup>3</sup>, pour un facteur d'équilibre conventionnel pris égal à  $F = 0,4$  (valeur recommandée par la CIPR 65). Cette évaluation n'est rigoureusement exacte que si  $F$  est réellement égal à 0,4 (en pratique, il peut varier entre 0 et 1), et si les contributions du radon 219 et du thoron sont réellement négligeables. Le fait que le film ouvert puisse rendre compte de situations avec un risque thoron élevé constitue un avantage dans le cadre d'une campagne de dépistage.

### 1.1.2 2 DÉTECTEUR FERMÉ

En **mode fermé**, le film peut être enfermé dans une enceinte dont les ouvertures sont recouvertes d'une membrane perméable au radon ou, dans le cas présent, recouvert d'un gobelet calibré. Seul le radon 222, et dans une moindre mesure le thoron, parviennent en vis-à-vis du film, par la non-étanchéité du couvercle. A l'intérieur du gobelet calibré, les atomes de radon 222 vont se désintégrer en émettant une particule alpha, puis donner naissance à une cascade de descendants émetteurs alpha. Un équilibre naturel se crée rapidement à l'intérieur du gobelet. Le facteur d'équilibre est pratiquement celui du gaz ( $F=0$ ). DOSIRAD considère que le facteur d'équilibre sous gobelet calibré est de l'ordre de 0,05 entre le radon 222 et ses descendants [ANDRU 98].

La densité de traces sur le film est alors proportionnelle à l'activité du radon 222 gazeux quel qu'ait été l'état d'équilibre initial réel entre le radon 222 gazeux et ses descendants à vie courte dans l'air ambiant. Cette méthode permet donc d'évaluer l'activité volumique du seul radon 222 (sans tenir compte de ses descendants). L'évaluation du risque sanitaire ne peut être faite alors qu'en mesurant, par une autre méthode, le facteur d'équilibre.

En conclusion :

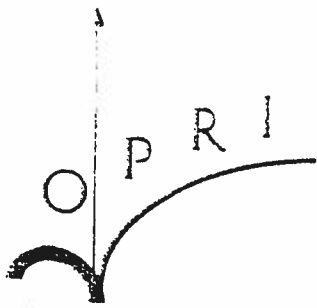
- L'utilisation du film en **mode ouvert** semble préférable dans le cadre d'une campagne de dépistage des bâtiments à risque. Elle permet une évaluation globale du risque sanitaire, dans la mesure où elle peut rendre compte d'une contribution du thoron. Le résultat de la mesure est exprimé en activité volumique du radon 222 pour un facteur d'équilibre fixé par convention à 0,4. Ce facteur conventionnel ne correspond pas forcément à la réalité, mais dans le cadre d'une campagne de dépistage, il permet une comparaison directe avec les recommandations de la CIPR 65 (exprimées justement en activité volumique du radon 222 pour  $F = 0,4$ ). Certains mettent en cause la reproductibilité de cette méthode, en considérant que le film ouvert est trop sensible aux conditions d'exposition (poussière, etc.).
- L'utilisation du film en **mode fermé** permet de mesurer sans ambiguïté la concentration en radon 222 gazeux, en limitant au maximum les interférences avec le thoron ou les aérosols émetteurs alpha. Cette méthode est très satisfaisante pour certaines études phénoménologiques, mais dans le cadre d'une campagne de dépistage, elle présente l'inconvénient de négliger la présence éventuelle de thoron.

La réalisation, en un même point, et sur une même période, de deux mesures respectivement en mode ouvert et fermé peut permettre, par comparaison, au moyen d'un abaque théorique fourni par le laboratoire DOSIRAD, d'estimer le facteur d'équilibre réel sur le terrain.

**ANNEXE 6**

Rapports de l'OPRI :

- Procès-verbal de l'intervention du 12 octobre 1998 – 2 février 1999
- Résultats des mesures de radon – 10 août 1999



Le 2 février 1999

N° 99/340-DS

PROCES-VERBAL DE L'INTERVENTION DE L'OPRI  
au 36, rue du Couvent à Gif-sur-Yvette  
dans la propriété de M. José GARCIA

Le 12 octobre 1998

Intervenants OPRI

- ◇ M. le Professeur J.-F. LACRONIQUE, Président de l'OPRI
- ◇ M. J.-L. PASQUIER, Directeur de la Stratégie Scientifique et Technique
- ◇ Mlle N. LEMAITRE, Adjointe du Sous-Directeur de l'Impact Sanitaire
- ◇ M. M. PAULAT, Ingénieur à la Sous-Direction de l'Inspection et de l'Intervention

S'était également jointe à cette intervention, une représentante de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de l'Essonne.

1 - OBJECTIFS DE L'INTERVENTION

L'intervention de l'OPRI du 12 octobre 1998 avait pour but, à la demande du Préfet de l'Essonne, de dresser un diagnostic de la situation radiologique de la propriété de M. José GARCIA.

Il s'agissait en fait d'actualiser les études réalisées antérieurement sur ce site. Les locaux et terrains actuellement occupés par M. GARCIA ont en effet fait l'objet dans le passé de nombreuses analyses et même de travaux d'assainissement exécutés par le CEA.

Pour mémoire, il est utile de rappeler que l'ensemble de la propriété se trouvait autrefois dans l'emprise de la Société Nouvelle du Radium et que les terrains appartenant aujourd'hui à M. GARCIA, qui, dans le passé, étaient non construits, ont probablement servi de dépositaire pour certains résidus industriels de cette Société.

OFFICE DE PROTECTION CONTRE LES RAYONNEMENTS IONISANTS

B.P. n° 35 - 78116 LE VESINET Cédex (France)  
Téléphone : 01.30.15.52.00 - Télécopie : 01.39.76.08.96 - Télex : 696257F

Il en résulte la présence d'un certain marquage radioactif de la propriété par le radium 226.

L'intervention du 12 octobre 1998 consistait donc à en préciser les contours et les endroits ainsi que les activités massiques et, si possible, à partir de ces données, à établir un diagnostic sanitaire pour les résidents.

## 2 - METHODOLOGIE MISE EN OEUVRE

L'opération a consisté d'une part à établir un relevé radiométrique de l'ensemble de la propriété (terrains et pièces de la maison) et d'autre part à procéder à des échantillonnages de sols, de débris terreux, de champignons et de mousses.

Les prélèvements d'échantillons ont été réalisés aux endroits où, préalablement, les relevés radiométriques effectués avec des appareils portables, avaient mis en évidence les débits de dose les plus significatifs.

## 3 - RESULTATS ET COMMENTAIRES

3-1. *Dans la maison*, les débits de dose les plus importants - en tout cas, ceux significativement supérieurs aux niveaux mesurés habituellement dans l'environnement en Ile-de-France - ont été mis en évidence dans les parties situées en sous-sol et en rez-de-jardin, et à un degré bien moindre dans le bureau situé au niveau habitation :

- Dans le bureau : le débit de dose ambiant varie entre 0,2 et 0,25  $\mu\text{Gy}/\text{h}$ . Dans les autres pièces, les valeurs sont de l'ordre de 0,1 à 0,2  $\mu\text{Gy}/\text{h}$ . Dans l'escalier qui conduit aux pièces du sous-sol ou du rez-de-jardin, le débit varie de 0,3 à 0,6  $\mu\text{Gy}/\text{h}$ , augmentant sensiblement au fur et à mesure de la descente.
- Dans la chaufferie : le niveau varie entre 0,5  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  et 2  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  sous l'escalier qui conduit à la partie résidentielle; et ce, malgré la protection mise en place à cet emplacement il y a quelques années.
- Dans le garage : les valeurs varient entre 1  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  au niveau de la porte à 1,3  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  au milieu de la pièce. En certains points très localisés, les niveaux peuvent atteindre 1,6  $\mu\text{Sv}/\text{h}$ .
- Dans la cave enterrée : le niveau atteint 6  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  à mi-hauteur du mur mitoyen avec la cour du jardin.

3-2. *Dans le jardin* situé à l'arrière de la maison à flanc de coteau, le débit de dose moyen n'excède pas 0,1  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  - valeur qui peut être considérée comme étant celle du bruit de fond local. Néanmoins, à contre-terrier à proximité immédiate de la maison, des valeurs variant entre 0,3 et 0,6  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  peuvent être ponctuellement mesurées.

3-3. *Dans le jardin* situé à l'avant de la maison, côté rue du Couvent, une cartographie précise du champ de rayonnement gamma (débits de dose horaires) à environ 50 cm au-dessus du sol a été dressée. Les différentes valeurs sont indiquées sur le schéma ci-dessous.



Les débits de dose sont exprimés en microgray/heure ( $\mu\text{Gy/h}$ ).

Compte tenu du fait que les débits de dose mesurés habituellement en région parisienne varient, selon les endroits, entre 0,07 et 0,1 microgray/heure, il est manifeste que le jardin comme d'ailleurs le sous-sol de la maison gardent la trace radioactive de l'activité pratiquée autrefois en ces lieux.

Dans le jardin, deux endroits attirent particulièrement l'attention : les points P1 et P2 où les débits de dose ambiants atteignent respectivement 0,64  $\mu\text{Gy/h}$  et 0,7  $\mu\text{Gy/h}$ , soit à 6 à 7 fois ceux généralement mesurés dans une ambiance exempte de toute influence radiologique exogène.

		MAISON	
		COUR	
		⊙0,14	0,7 x P2
		0,1	0,1
		⊙0,085	0,075
		0,235	0,18
		⊙0,165	0,27
		0,225	0,22
		⊙0,20	0,30
			0,64 x P1
0,10	0,17	0,33	0,25
0,12	0,24	0,41	0,35

Rue du Couvent (Côté Nord de la propriété)

⊙ : arbre

3-3-1. Aux points P1 et P2, a priori les plus contaminés, des prélèvements de terre ont été effectués qui ont fait l'objet d'une analyse en spectrométrie gamma.

Les résultats de ces analyses figurent dans le tableau ci-dessous, exprimé en Bq/kg :

Terre	$^{40}\text{K}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{234}\text{Th}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$
P1	98	720	1 200	< 57	22	< 2,2	7,9
P2	120	1 200	900	330	69	< 3,2	3,1

Ce tableau appelle les commentaires suivants :

- a) Les valeurs mesurées pour le potassium 40 sont classiques et imputables à la seule radioactivité naturelle ; en France, il n'est pas rare dans les sols de trouver des teneurs allant jusqu'à 200 à 300 Bq/kg.

- b) Les niveaux de césium 137 de l'ordre de 3 à 8 Bq/kg sont strictement comparables à ceux mesurés dans les sols dans tout le grand ouest de la France. La présence de césium est imputable pour l'essentiel au bruit de fond « Tchernobyl ». L'absence de césium 134 au-delà du seuil de mesure confirme ce diagnostic.
- c) La présence d'éléments appartenant aux deux principales familles d'éléments radioactifs naturels ne s'explique probablement pas de même manière :

↳ En ce qui concerne le radium 228, produit de filiation du thorium 232, les valeurs mises en évidence varient entre 22 et 69 Bq/kg : ces valeurs sont tout à fait équivalentes à celles mesurées dans des sols naturels exempts de toute pollution « apportée ». A titre d'exemple, la quantité de radium 228 mesurée dans les sols poitevins lors de l'établissement du point « zéro » préalable à la mise en service de la Centrale de Civaux variait de 40 Bq/kg à 60 Bq/kg.

Par ailleurs, la limite d'exemption fixée par la directive du 13 mai 1996 pour le radium 228 en équilibre avec l'actinium 228 est 10 000 Bq/kg.

↳ En ce qui concerne, en revanche, le plomb 210, le radium 226 et le thorium 234, produits de filiation de l'uranium 238, il est manifeste que leur activité massique est au moins trois ou quatre fois supérieure à la moyenne de l'environnement naturel, et très nettement supérieure aux valeurs rencontrées en Ile-de-France. Ces niveaux qui sont évidemment imputables à l'activité industrielle antérieure, justifient qu'aucun travail de terrassement ne puisse être réalisé en ces deux endroits sans un assainissement préalable.

3-3-2. Outre les mesures des sols, des prélèvements de champignons ont été effectués dans tout le jardin. Diverses variétés ont été collectées (agarics, pholiotes, bolets, sclérodermes, coulemelles, chanterelles). Exception faite de la coulemelle qui présente une charge en plomb 210 de 52 Bq/kg, aucun des autres radioéléments des chaînes de l'uranium 238 et du thorium 232 n'est mis en évidence au-dessus des seuils de mesure dans les autres spécimens analysés. Tous, en revanche, présentent une charge en potassium 40 naturel à des niveaux variant entre 90 et 270 Bq/kg.

3-3-3. Enfin dans les mousses et les divers débris terreux également analysés, on retrouve - mais à un niveau moindre - les radioéléments « naturels » trouvés dans les sols. Le tableau ci-dessous rend compte de ces résultats exprimés en Bq/kg :

	<sup>40</sup> K	<sup>210</sup> Pb	<sup>226</sup> Ra	<sup>234</sup> Th	<sup>228</sup> Ra	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs
Mousse et débris terreux	86	130	160	26	15	< 0,81	4,4

#### 4 - CONCLUSIONS EN CE QUI CONCERNE L'IMPACT DOSIMETRIQUE

Sur la base de ces données, il est possible de conclure que la contribution la plus importante à l'exposition « ajoutée » est due à l'irradiation externe dans les pièces de la maison ou dans les endroits du jardin où les débits de dose sont les plus importants.

En supposant qu'une personne séjourne 200 jours par an dans la maison à concurrence d'une durée de présence quotidienne d'environ :

- 3 heures dans le bureau,
- ½ heure dans la chaufferie à l'endroit le plus irradiant,
- ½ heure dans le garage,
- ¼ d'heure dans l'escalier de la chaufferie,
- ¼ d'heure dans la cave enterrée et,
- 2 heures dans le jardin à l'endroit le plus irradiant,

la dose d'irradiation « ajoutée » par rapport à l'irradiation gamma ambiante « normale » serait de l'ordre de 800 à 850  $\mu\text{Sv}/\text{an}$ , auquel il conviendrait d'ajouter la part due au radon et à ses descendants (qui n'a pas encore été estimée) et, bien entendu, celle due à la consommation de produits récoltés dans le jardin.

Cette dernière contribution qualifiée d'« interne » peut être estimée - par excès - en supposant que tous les produits cultivés dans le jardin présentent la même charge en plomb 210 que la coulemelle prélevée le 12 octobre - à savoir 52 becquerels par kilogramme - et en supposant une consommation de ce type de produits à hauteur de 50 grammes par jour, 200 jours par an (la part de l'exposition due au potassium 40 - bien que significative dans un bilan global d'exposition - n'est ici pas prise en compte car elle ne peut être considérée comme « artificiellement ajoutée »).

Avec ces hypothèses, la part de l'exposition ainsi ajoutée du fait de l'ingestion de produits du jardin serait de l'ordre 500  $\mu\text{Sv}/\text{an}$ .

Au total, l'exposition ajoutée - sans compter le radon dans le sous-sol - pourrait dépasser le seuil de 1000  $\mu\text{Sv}/\text{an}$  fixé par la directive du 13 mai 1996 comme limite tolérée de l'exposition ajoutée pour le public.

En soi, cette situation n'est évidemment pas normale bien que le risque sanitaire différentiel ainsi radio-induit demeure faible : en se référant aux normes de la Commission Internationale de Protection Radiologique, une vie entière passée dans cette maison (80 ans) engendrerait un risque de contracter une pathologie à caractère stochastique (un cancer) d'environ 0,5 % alors que, dans le même temps, le risque d'être victime d'une pathologie comparable imputable à d'autres causes est voisin de 25 %. En vivant dans cette maison pendant 80 ans l'augmentation du risque de cancer est de l'ordre de 2% à l'issue de cette période.

Cette situation n'est pas anodine mais elle n'est pas sanitaires dangereuse, d'autant qu'en prenant certaines précautions comme de s'abstenir de créer un potager ou de demeurer le moins possible dans les sous-sols (dont on aura au préalable vérifié la ventilation) il est possible de réduire les doses reçues à des niveaux très inférieurs à 1000  $\mu\text{Sv}/\text{an}$ . Néanmoins, force est de reconnaître que ces sujétions constituent des contraintes pour les occupants dont, par hypothèse, n'ont pas à se préoccuper des propriétaires de la région, non concernés par ce type de phénomène.

Pour l'OPRI, la seule intervention restant à faire qui complétera ce bilan est la mesure de l'activité volumique du radon dans les différentes pièces : elle sera effectuée très prochainement et, en tout état de cause, avant la fin du premier trimestre 1999.

\* \*

\*

Copies : DS - S2I

LE 10 août 1999

Le Directeur de la Stratégie Scientifique  
et Technique

à

n° 99/359 - I  
SC/DP

Monsieur GARCIA  
36, chemin du Couvent  
91190 GIF SUR YVETTE

Sous-Direction INSPECTION et INTERVENTION  
Affaire suivie par : Mlle CLEMENT ☎ 01 30 15 52 00

**Objet** : Mesures de radon dans votre habitation

Monsieur,

Suite à la mise en place de dosimètres passifs dans votre maison entre les mois de mars et juin 1999, je vous adresse les résultats des concentrations en radon obtenues dans votre habitation.

Les principales pièces présentent un taux de radon d'environ 8000 Bq/m<sup>3</sup> supérieur au seuil de précaution de 400 Bq/m<sup>3</sup> recommandé par la DGS dans la circulaire 99/46 du 27 janvier 1999. Une valeur en radon nettement supérieure a été relevée dans votre cave (49000 Bq/m<sup>3</sup>) mais il ne s'agit pas d'une pièce à vivre.

Ces résultats devraient être confirmés par une mesure de l'activité volumique effectuée à partir de volumes prélevés dûment étalonnés.

Néanmoins, afin de pallier tout risque éventuel lié à une exposition durable et conformément à l'avis du Conseil Supérieur d'Hygiène en la matière, il serait souhaitable d'engager des actions correctives dans le but d'abaisser la concentration de radon dans votre maison à un niveau aussi bas qu'il est raisonnablement possible.

Pour ce faire, il existe des solutions pour la réduction du radon dont le choix se définit en fonction d'une analyse des caractéristiques de votre construction et d'un diagnostic précis des voies d'entrée du radon.

En pratique, une première solution préliminaire consiste à obturer les voies d'entrée du radon (fissures et passages de canalisations par exemple) et à rendre étanche le sol.

Dans le cas où cette technique se révélerait insuffisante, deux autres types de procédés viendraient la compléter :

- Le traitement de la cellule habitée par dilution et évacuation par ventilation,
- Le traitement de l'interface entre le sol et le bâtiment, le plus souvent par effet de dépression.

.../...

Toutefois, le choix du type de travaux ne pourra s'envisager qu'une fois le diagnostic précis de la pénétration du radon établi.

Je me tiens naturellement à votre entière disposition pour toute information complémentaire et vous prie d'agréer, Monsieur, l'expression de mes sentiments distingués.

Pour le Directeur de la Stratégie  
Scientifique et Technique

J. HERBELET  
Adjointe, Chargée de Mission

PJ : Tableau des résultats

## RESULTATS DE MESURES DE RADON

Lieu : maison de Monsieur GARCIA, 36 chemin du Couvent à GIF SUR YVETTE (91)

Appareil utilisé : dosimètre passif DPR1 d'ALGADE

Durée d'exposition : 3 mars au 9 juin 1999

Emplacement du dosimètre	N° DPR1	Concentration en radon 222 (Bq/m3)	Incertitude (Bq/m3)
Chaufferie	6868	10 230	± 3 020
Cave	6869	49 370	± 17 860
Escalier RDC/1 <sup>er</sup> étage	6870	8 470	± 2 440
Garage	6871	8 390	± 2 410
Bureau	6873	8 010	± 2 290
Séjour	6874	8 130	± 2 320