

Contribution du laboratoire de la CRIIRAD à la réalisation de l'atlas

Bruno Chareyron,
ingénieur en physique nucléaire,
responsable du laboratoire de la CRIIRAD

RÉSUMÉ

Le laboratoire de la CRIIRAD, qui est agréé par le Ministère de la Santé pour la mesure de la radioactivité dans l'environnement et la chaîne alimentaire, a procédé à un certain nombre d'intercomparaisons afin de valider la méthodologie de terrain mise en oeuvre par André Paris pour la réalisation de l'**Atlas des niveaux résiduels de césium 137 dans les sols, en 1999-2001**. Pour les 7 sites testés, dont la contamination en césium 137 est supérieure à 10 000 Bq/m², l'incertitude liée aux mesures directes sur le terrain est de 30 % environ. Par contre, pour des sols à plus faible contamination, les résultats des mesures de terrain doivent être considérés a priori comme des **ordres de grandeur**.

La "*contamination uniformément répartie*" mesurée par André Paris est en fait celle de sols sélectionnés pour garantir à la fois une bonne conservation du césium (sols forestiers et pelouses naturelles à l'exclusion des sols pâturés et cultivés) et l'absence de phénomènes d'accumulation (aucun site tel que pied de hêtre, fond de doline, site préférentiel de passage des eaux de fonte de neige en milieu montagnard, etc.). **À proximité des stations retenues pour élaborer les cartes, on pourra donc trouver des sols dont la contamination résiduelle actuelle est inférieure et parfois, au contraire, des points d'accumulation plus fortement contaminés.**

Les cartes établies entre 1999 et 2001 par André Paris donnent, pour chaque site étudié, l'ordre de grandeur de **la contamination actuelle**. Il s'agit d'une vision légèrement déformée et sous-évaluée de la situation de 1986 compte tenu d'une part, de la décroissance physique du césium 137 (moins 30 %) et d'autre part, d'une disparition supplémentaire liée au type de sol et à son utilisation. Globalement, on peut estimer que sur la majorité des sols de France continentale retenus pour l'atlas, **le niveau de contamination en césium 137 devait être en 1986, au moins 2 fois plus important que les chiffres donnés dans l'atlas, compte tenu de la décroissance physique du césium 137 et de son élimination par transfert. La perte de césium a pu cependant être beaucoup plus importante sur certains types de sols, comme en Corse. D'une façon générale, la contamination relative d'une portion du territoire par rapport à une autre est restituée a priori fidèlement pour la France continentale.**

Cette cartographie retrouve le schéma global défini par les travaux de la CRIIRAD antérieurs à 1992 et présentés au chapitre précédent, c'est-à-dire le fait que **l'est de la France, de la Corse à l'Alsace a été plus fortement contaminé que l'ouest du territoire, avec une forte hétérogénéité locale liée en partie à la pluviosité du début du mois de mai 1986.**

L'atlas 1999-2001 n'est, bien sûr, pas exhaustif mais il apporte, par la densité de points, un niveau de représentativité géographique précieux. **Dans le sud-est de la France en particulier, la densité des stations de mesure permet de proposer une présentation en continu des niveaux de contamination résiduelle du sol.** Dans l'ouest, les stations de mesure sont plus espacées. Dans tous les cas, il est probable que des prospections ultérieures révéleront, localement, des zones sensiblement plus contaminées que les stations retenues pour l'atlas.

L'atlas 1999-2001 permet par ailleurs une comparaison avec d'autres pays européens. On remarquera que **le nord de l'Italie et l'Autriche ont été et restent plus contaminés que la France, mais aussi que de vastes portions de l'est du territoire français - situées pourtant à plus de 2 000 km de Tchernobyl - sont plus touchées que les secteurs étudiés de Hongrie ou de Slovaquie.** Ce constat souligne l'amplitude de la catastrophe en terme de dispersion de la contamination.

PRÉSENTATION DE L'ATLAS 1999-2001

Les données obtenues par le laboratoire de la CRIIRAD, à partir des analyses de sol réalisées de 1987 à 1993 méritaient d'être complétées sur un certain nombre de plans et en poursuivant les objectifs suivants :

- obtenir une image actualisée de la contamination des sols, les dernières campagnes de carottages effectués par la CRIIRAD datant de 1993, à l'exception d'un suivi des sols de la région Alsace en 1998,
- avoir une couverture plus dense du territoire Français, les points originaux (environ 170 carottages) n'étant pas représentatifs de variations à l'échelle locale¹,
- comparer la contamination mesurée en France à celle des pays voisins, en particulier sur une trajectoire ouest est aboutissant en Ukraine dans la zone interdite,
- répondre au discours officiel de la fin des années 90 qui laissait croire que les retombées de Tchernobyl ne seraient mesurables, en France, que sous forme de rares taches isolées.

Le présent exposé constitue une introduction à l'atlas élaboré par André Paris. Il a pour objet de présenter :

1. La démarche qui a sous-tendu le projet de cartographie de la contamination résiduelle des sols par le césium 137.
2. Les mesures effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD pour valider la méthodologie de terrain mise en œuvre par André Paris (cette partie de l'exposé est relativement technique).
3. Les recommandations formulées par la CRIIRAD pour que le lecteur puisse interpréter correctement l'atlas d'André Paris et en saisir la pertinence et les limites.
4. Quelques notions sur les conséquences de la contamination résiduelle des sols par le césium 137.

ENCADRÉ E1

LES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS PRÉSENTS À LA SURFACE DU SOL AVANT 1986

Le césium¹³⁷, comme le strontium⁹⁰ ou les isotopes du plutonium n'existent pas^a dans la nature. Au début du 20^{ème} siècle, leur activité dans le sol était égale à zéro.

Du fait de l'exploitation du nucléaire civil mais surtout du fait des essais nucléaires atmosphériques des années 50/60, de nombreux radionucléides ont été rejetés dans l'atmosphère et en grande quantité.

En 1986, avant les dépôts radioactifs consécutifs à l'accident de Tchernobyl, un certain nombre de ces radionucléides étaient

encore présents dans la couche superficielle des sols du fait de leur période physique relativement longue (carbone 14, césium 137, strontium 90, plutonium 239, américium²⁴¹, etc).

Le Comité Spécial des Nations Unies sur l'Effet des Rayonnements Ionisants (UNSCEAR 1982) a estimé^b pour certains de ces radionucléides à vie longue, les dépôts intégrés dans la zone tempérée de l'hémisphère nord suite aux tirs aériens (cf tableau TA ci-dessus).

Le césium¹³⁷ est un des seuls^c, parmi ces radionucléides, à émettre des rayonnements gamma en se désintégrant, ce qui le rend facilement détectable par spectrométrie gamma de terrain ou en laboratoire.

Tableau TA : dépôts intégrés des principaux radionucléides à vie longue produits lors des essais nucléaires atmosphériques* (données UNSCEAR)

Radionucléide	Période	Dépôt intégré dans la zone tempérée de l'hémisphère nord suite aux tirs aériens (Bq/m ²)
Césium 137	30,2 ans	5 200
Strontium 90	28,2 ans	3 200
Plutoniums 239 et 240	24 100 et 6 537 ans	58
Plutonium 238	87,7 ans	1,5 et 4,3 (*)

(*) La destruction dans l'atmosphère le 21 avril 1964, d'un générateur au plutonium 238 d'un satellite américain a ajouté 17000 Curies de plutonium 238 dans la troposphère aux 9000 Curies attribuées aux retombées nucléaires des tirs aériens. Aussi, le dépôt intégré dû aux retombées atmosphériques en plutonium 238 est estimé à 4,3 Bq/m² depuis 1964.

a En tout cas pas de façon significative. On peut supposer que des traces infimes existent du fait de la fission spontanée de l'uranium, ou de façon plus spectaculaire dans le cas de réactions de fission particulières (cas d'Oklo au Gabon ou de Cigar Lake au Canada).

b Données correspondant à des latitudes comprises entre 40° et 50° Nord. Près de 94 % de ces dépôts proviennent des tirs américains et surtout soviétiques réalisés entre 1950 et 1962. Les contributions postérieures de la France (jusqu'en 1974) et de la Chine (jusqu'en 1980) ne représentent que 6 % de ce dépôt.

c L'américium 241 (période physique 432,7 ans), émetteur de rayonnements alpha et gamma peut également être détecté par spectrométrie gamma. Il est produit par la désintégration du plutonium 241 (période physique de 14,4 ans), dont la disparition progressive provoque une augmentation de l'activité en américium 241 dans les sols.

¹ Les carottages réalisés par le laboratoire de la CRIIRAD ont montré, en effet, qu'à l'échelle d'un département, on pouvait observer un facteur de variation égal à 30 entre les secteurs les plus et les moins touchés. Ces variations sont essentiellement liées à la pluviosité du 1 au 5 mai 1986.

1 / ÉLABORATION DU PROJET

Lorsque André Paris, agronome et géologue de formation, a entrepris, durant l'été 1999, la réalisation d'un atlas de la contamination des sols par le césium 137, c'est avec enthousiasme que la CRIIRAD a décidé d'apporter un soutien scientifique et logistique à ce projet. L'association s'emploie, en effet, depuis sa création, à faire toute la lumière sur l'impact des retombées de Tchernobyl et son laboratoire a réalisé, depuis 1987, des centaines d'analyses de sol.

1.1 LES MESURES DE FLUX GAMMA ET LA RECHERCHE DES POINTS D'ACCUMULATION DANS LES ALPES (1996-1998)

Au milieu des années 90, dans le cadre d'un travail environnemental franco-italien portant sur le Sud-Est de la France, André Paris s'est trouvé confronté aux interrogations des habitants concernant la contamination de leur environnement. Dans le Mercantour, des témoins faisaient état de la venue de techniciens en tenue spéciale pour collecter des échantillons de sol. Parallèlement, la CRIIRAD prenait connaissance d'une note rédigée par l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire signalant, dans cette même région, des taches de contamination élevées (314000 Bq de césium 137 par kg de sol). Il fut donc convenu que des efforts seraient entrepris pour retrouver précisément le site de prélèvement et approfondir la question.

Munis de petits compteurs Geiger grand public², André Paris et ses collègues — Thierry Constantin-Blanc et Charles-Henri Tavernier — ont rapidement repéré, en milieu alpin, de très nombreux secteurs présentant un fort niveau de rayonnement gamma. Les échantillons de sols prélevés au cours des prospections réalisées en 1996-1997 dans le **Mercantour et les Écrins** ont été analysés par le laboratoire de la CRIIRAD. Les résultats ont confirmé qu'il s'agissait³ bien d'une pollution par du césium 137 imputable majoritairement aux retombées de Tchernobyl.

Convaincus que les soi-disant « *taches de contamination localisées* » ne sont pas spécifiques au sud des Alpes françaises, Thierry Constantin-Blanc et André Paris vont acquérir un radiamètre professionnel⁴ qui va permettre de prospecter efficacement de vastes territoires.

Ces mesures de terrain — réalisées dans les Alpes françaises, suisses, italiennes et autrichiennes — ont donné lieu au prélèvement et à l'analyse par le laboratoire de la CRIIRAD de 40 échantillons de sols en 1997. Cette étude a permis de démontrer que tout l'Arc Alpin est concerné⁵ par la présence de zones à accumulation de contamination où la concentration en césium 137 dans certaines portions de sol est telle que l'on peut les qualifier de déchets radioactifs. Les analyses du laboratoire ont montré également la présence d'accumulations de plutonium.

Les Alpes, que l'on croyait être un milieu préservé de toute pollution, s'avèrent être au contraire, en France, un des milieux naturels les plus affectés par les retombées de Tchernobyl.

Les mesures complémentaires de flux gamma réalisées dans le Jura et les Vosges en 1998 et les analyses au laboratoire de la CRIIRAD ont démontré que des phénomènes d'accumulation existaient aussi hors milieu alpin.

1.2 L'ÉTUDE DE LA CONTAMINATION EN CÉSIUM 137 DANS TOUTE LA FRANCE, EN DEHORS DES POINTS D'ACCUMULATION (1999-2001)

Le radiamètre, bien que très sensible, ne permet de mettre en évidence que les plus forts taux de contamination, liés systématiquement à la présence de points d'accumulation, car ils présentent un flux de rayonnement gamma supérieur d'au moins 50 % au niveau naturel du secteur.

Par ailleurs, le radiamètre enregistre simplement le flux de rayonnement gamma à la surface du sol, mais n'est pas capable de discriminer l'énergie de ces rayonnements. L'excès de rayonnement gamma dû au césium 137 est alors en général masqué par les variations naturelles⁶ du flux gamma.

² Le Compteur Quartex est commercialisé par la CRIIRAD avec un manuel de 30 pages élaboré par la CRIIRAD, pour environ 99 €.

³ Cf fiche CRIIRAD d'avril 1997 : « Massif du Mercantour et des Écrins : Contamination élevée dans le sud des Alpes ».

⁴ Scintillomètre SPP2 de marque Saphymo. Ce modèle de radiamètre est utilisé par la CRIIRAD pour la détection sur site d'anomalies radiométriques. Il a été développé pour les prospecteurs d'uranium. Il s'agit d'un appareil plus de 10 fois plus sensible que le compteur Geiger initial, mais aussi 60 fois plus cher.

⁵ Cf Rapport CRIIRAD de mai 1998 : « Contamination radioactive de l'Arc Alpin ».

⁶ Présence dans les sols de radionucléides d'origine tellurique (chaînes de filiation de l'uranium 238 et du thorium 232, potassium 40, etc).

Une contamination surfacique homogène de 30 000 Bq/m² de césium 137 (qui correspond aux valeurs parmi les plus élevées mesurées par la CRIIRAD en France), augmente le flux gamma d'environ 40 % à 1 mètre au dessus du sol. Il est difficile de considérer que cette variation est le fait d'un excès de césium 137 car les variations des teneurs en radionucléides naturels entraînent une fluctuation comparable.

Pour réaliser une cartographie fine de la contamination résiduelle des sols par le césium 137 sur de vastes territoires et ne pas étudier que les points d'accumulation, il n'est pas possible de généraliser la méthode de prélèvements par carottages pour analyses ultérieures en laboratoire. Elle est trop lourde à mettre en œuvre et trop coûteuse⁷. Il faut acquérir **un spectromètre gamma de terrain**, c'est-à-dire un appareil capable de mesurer l'énergie des rayonnements gamma émis à la surface du sol et, par là même, de discriminer la contribution du césium 137 au milieu du flot de rayonnements d'origine naturelle. André Paris se dote d'un appareil de ce type⁸ au cours de l'année 1999.

La méthodologie originale, développée en collaboration avec le laboratoire de la CRIIRAD, est basée sur l'utilisation du spectromètre gamma portable sur des **sols choisis pour être représentatifs des meilleures conditions de conservation de la contamination initiale. Il ne s'agit plus de repérer et évaluer les points chauds, comme durant la campagne de 1996-1997, mais bien au contraire, de chercher les endroits ayant le mieux conservé le dépôt moyen initial de césium 137 sur un secteur donné.** La méthode de terrain est exposée par André Paris pages 71 et 192.

ENCADRÉ E2

CONVERTIR LES COUPS PAR SECONDE EN BECQUERELS PAR MÈTRE CARRÉ : LE CAS DU CÉSIMUM 137

Le césium 137 est en France, le résidu le plus marquant de la catastrophe de Tchernobyl^a. De plus, parmi les principaux radionucléides à vie longue présents dans les retombées des essais militaires et de Tchernobyl, il est un^b des seuls à émettre, de façon notable, des rayonnements **gamma de 661,6 keV** (avec une probabilité d'émission de 85,2%). Il peut donc être détecté par spectrométrie gamma de terrain.

Dans un sol dont la contamination surfacique est de 1000 Bq/m² en césium 137 :

- 1 000 atomes de césium 137 se désintègrent à chaque seconde à l'intérieur de chaque mètre carré de sol,
- 852 rayonnements gamma de 661 keV sont émis au sein de chaque mètre carré de sol.

Les rayonnements gamma sont des ondes électromagnétiques que l'on pourrait assimiler à des rayons lumineux intenses mais invisibles à l'œil. La lumière visible est constituée d'ondes électromagnétiques dont l'énergie typique est de l'ordre de quelques électrons-volts (eV). Un seul rayonnement gamma de 661 kiloélectron-volts (keV) transporte 100 000 fois plus d'énergie qu'un rayon du spectre solaire dans le domaine visible. **Les rayonnements gamma de 661 keV peuvent ainsi parcourir 3 centimètres dans l'aluminium, 7 centimètres dans l'eau et 61 mètres dans l'air avant que leur intensité ne soit réduite de moitié.**

Pour un sol non remanié, le césium 137 présent du fait des retombées des essais nucléaires des années 50 / 60 a pu atteindre des profondeurs supérieures à 40 centimètres mais **en général, plus de 80 % de la part du césium 137 de Tchernobyl retenue par le sol est concentrée dans les 20 premiers centimètres.**

Seule une fraction des rayonnements émis par le césium 137 atteint la surface. Bien entendu, les rayonnements émis vers le bas ou les côtés auront peu de chances d'émerger à la surface du sol et d'être détectés par le spectromètre gamma posé sur le sol. Il est donc nécessaire pour évaluer l'activité surfacique (c'est-à-dire le nombre de becquerels de césium 137 par mètre carré de sol) d'effectuer une calibration du spectromètre de terrain. On détermine ainsi le facteur multiplicatif F_c qui permet de convertir le nombre de rayonnements gamma de 661 keV détectés à chaque seconde par le spectromètre de terrain posé sur le sol (coups par seconde), en un nombre de becquerels de césium 137 contenu dans la couche superficielle du sol sur une surface de 1 mètre carré de ce sol (Bq/m²). Ce facteur est spécifique à chaque détecteur. Il dépend en effet de la surface du détecteur et de son efficacité de détection (tous les rayonnements qui pénètrent dans le détecteur ne sont pas forcément détectés). Il peut dépendre en outre de la densité du sol et du profil de distribution du césium dans le sol.

^a En Ukraine, Fédération de Russie et Bélarus, les dépôts de plutonium sont en certains endroits très importants.

^b La CRIIRAD détecte encore parfois, en France, dans la couche superficielle des sols, de l'américium 241 (émetteur alpha et gamma artificiel) et du césium 134 (émetteur bêta et gamma artificiel).

⁷ Pour le traitement et l'analyse des 8 strates d'un carottage de 40 centimètres, il faut compter environ 900 €.

⁸ Spectromètre à cristal NaI (iodure de sodium) de 3 pouces, type Nanospec, commercialisé par la société ARIES, coût supérieur à 8 500 €.

2 / VÉRIFICATION DE LA MÉTHODOLOGIE DE TERRAIN MISE EN ŒUVRE PAR ANDRÉ PARIS

2.1 / INTÉRÊT RESPECTIF DES MESURES PAR SPECTROMÉTRIE GAMMA SUR LE TERRAIN ET EN LABORATOIRE

Dans la suite, nous allons évoquer presque exclusivement le césium 137, bien qu'il ne soit pas le seul radionucléide artificiel présent dans les sols, suite aux essais nucléaires militaires et à Tchernobyl (voir encadré E1, p. 54). Étant un puissant émetteur de rayonnement gamma, sa détection directe sur le terrain est possible alors qu'il est très difficile de détecter des radionucléides artificiels qui ne se désintègrent qu'en émettant des rayonnements bêta, comme le strontium 90, ou alpha, comme les plutoniums 239 et 240. En effet, le parcours dans la matière de ces rayonnements est faible (quelques millimètres pour les bêta) voire très faible (quelques centièmes de millimètres pour les alpha).

Évaluer la contamination en césium 137 de la couche superficielle des sols au moyen d'un spectromètre gamma de terrain présente plusieurs avantages :

- En effectuant une série de mesures rapides par déplacements successifs du spectromètre en divers points, au contact des sols, il est possible de **vérifier la distribution de la contamination en césium 137 sur plusieurs centaines de mètres carrés en quelques heures**. Ceci permet de sélectionner, en connaissance de cause, les secteurs représentatifs.
- Sur le ou les points jugés représentatifs, il est possible, en posant le détecteur sur le sol pendant quelques minutes, d'enregistrer un spectre gamma, dont le dépouillement sur ordinateur permettra d'estimer l'activité surfacique du césium 137 présent dans la couche superficielle du sol.
- La méthode est simple et ne nécessite pas les traitements lourds qu'imposent le carottage de sol, le conditionnement des échantillons et les analyses ultérieures en laboratoire.

L'utilisation du spectromètre de terrain a aussi ses inconvénients par rapport à l'analyse en laboratoire d'une carotte de sol :

- Seuls les atomes de césium 137 présents dans les premiers centimètres du sol ont une probabilité raisonnable d'être détectés par le spectromètre posé sur le sol. Si une fraction importante du césium 137 s'est enfoncée trop profondément dans le sol, la mesure de terrain risque de sous-estimer le dépôt initial. Il est certain, par exemple, qu'au delà de 40 centimètres de profondeur, les radiations émises par le césium 137 ne seront plus détectables en surface. Déjà, au delà de 10 centimètres de profondeur, le flux gamma qui atteint la surface est très fortement⁹ atténué. Il était donc essentiel de vérifier en laboratoire, à partir de carottages de sol, la distribution du césium 137 en fonction de la profondeur et le facteur de calibration du spectromètre de terrain (facteur Fc défini dans l'Encadré E2).
- Le spectromètre de terrain peut être sensible à un champ de rayonnement latéral moins bien circonscrit que lors d'une analyse en laboratoire.
- Le spectromètre de terrain à cristal d'iodure de sodium (NaI), présente une excellente efficacité de détection, mais de par sa faible résolution en énergie, une analyse par spectrométrie Germanium en laboratoire est mieux adaptée pour détecter de faibles traces de radionucléides émetteurs gamma artificiels (césium 134, américium 241) ou déterminer l'activité exacte des principaux radionucléides naturels. De plus, il peut être difficile, lorsque l'activité en bismuth 214 du sol est élevée, ou que celle du césium 137 est faible, de corriger correctement l'interférence de leurs raies à 609 et 661 keV respectivement.
- Le spectromètre de terrain peut être l'objet de dérives thermiques importantes et il convient d'être très vigilant dans son utilisation.

2.2 / INTERCOMPARAISON ENTRE LES MESURES DE TERRAIN ET EN LABORATOIRE

——— 2.2.1 OBJECTIFS

Organisation des campagnes de mesures

Plusieurs campagnes de terrain ont été organisées par le laboratoire de la CRIIRAD afin de vérifier la pertinence de la méthode mise en œuvre par André Paris, c'est-à-dire :

⁹ On peut estimer qu'à activité égale, la strate 10 / 20 cm ne rajoute qu'environ 20 % au flux gamma imputable à la strate 0 / 10 cm (mesuré à 1 m au dessus du sol).

- d'une part la stratégie de choix des sols présentant, pour un secteur géographique donné, la meilleure capacité de conservation de la contamination initiale,
- d'autre part, la validité du facteur de calibration F_c et surtout sa variabilité en fonction des types de sols et du profil réel du césium 137 dans le sol.

Pour ce faire, Christian Courbon, responsable des interventions de terrain à la CRIIRAD depuis 1987 et André Paris ont effectué ensemble plusieurs campagnes de mesures spécifiques au cours du **troisième trimestre de l'année 2000, dans les Vosges (septembre), les régions de Digne et de Sisteron (septembre), le Vercors (octobre) et en Alsace (décembre)**. Des campagnes spécifiques ont été organisées également en **Ukraine, à Tchernobyl¹⁰ en octobre 2000**.

Par ailleurs, une campagne a été conduite ultérieurement en **Corse (fin août / début septembre 2001)** afin de vérifier la partie corse de la cartographie réalisée par André Paris (la CRIIRAD n'avait pas validé la version publiée en avril 2001 considérant que le nombre de mesures était insuffisant et qu'il fallait approfondir les recherches sur la partie centre orientale de l'île). Il s'agissait également de mieux appréhender la spécificité des sols de l'île (page 149 de l'atlas).

Une seconde campagne a été conduite dans la région de **Sisteron, en octobre 2001**, compte tenu de la décision du maire de cette ville, de déposer une plainte visant la CRIIRAD pour¹¹ délit de « *fausse nouvelle de nature à troubler la paix publique* ».

Stratégie scientifique

La CRIIRAD a défini des secteurs géographiques représentatifs de la bande est de la France, pour procéder à des comparaisons entre mesures de terrain et en laboratoire sur des types d'environnements et de sols représentatifs des stations choisies par André Paris pour la réalisation de sa cartographie globale (c'est-à-dire des sols présentant une bonne conservation de la contamination). Au total **7 carottages de « référence »** ont été retenus pour l'intercomparaison. Leur activité en césium 137 est relativement élevée (comprise entre 12 000 et 40 000 Bq/m²). Il nous a semblé en effet prioritaire de valider la méthode sur les secteurs les plus contaminés. La démarche proposée ne permet pas à la CRIIRAD de se prononcer sur tous les sites étudiés par André Paris, en particulier sur la validité des mesures effectuées sur des sols peu contaminés (< 5 000 Bq/m²) pour lesquels les valeurs obtenues ne sont que des ordres de grandeur.

Il nous a paru indispensable d'étudier également, à proximité des sols de référence, la contamination des sols remaniés, non retenus pour la réalisation de l'atlas. Au total 10 carottages ont été réalisés dans cet objectif. Nous ne présenterons ici qu'une partie de ce travail.

2.2.2 PROTOCOLE DE TERRAIN ADOPTÉ PAR ANDRÉ PARIS

Sur les 7 stations de référence (cf tableau T1 page suivante), André Paris a appliqué la méthode générale qu'il a mise au point pour la réalisation de l'atlas :

1. Analyse visuelle du site pour choisir un terrain approprié, puis vérification en préalable, au moyen du spectromètre portable, de la variabilité de la contamination en césium 137 sur le secteur, afin de sélectionner une parcelle présentant un bon niveau de conservation.
2. Vérification de l'homogénéité de la contamination en césium 137, sur la parcelle présentant les meilleures garanties de conservation de la contamination. Pour cela, des enregistrements ont été effectués sur plusieurs mètres carrés autour du point pressenti pour le carottage. La valeur moyenne de cette série de mesures est reportée dans la colonne « *Moyenne* » du tableau T1 ci-dessous, ainsi que l'écart type de la série. L'homogénéité de la contamination, testée sur plusieurs mètres carrés est de l'ordre de 5 à 15 %.
3. Enregistrement du niveau du pic du césium 137 mesuré en statique pendant 300 à 500 secondes, au contact du sol, au point de carottage (les valeurs relevées, exprimées en coups par seconde (c/s), figurent dans la colonne « *ponctuel* » du tableau T1).
4. Dépouillement du spectre avec le logiciel WINTMCA et expression de la surface du pic à 661 keV du césium 137 en coups par seconde¹² (c/s).

¹⁰ Voir communiqué de presse CRIIRAD du 14 décembre 2000.

¹¹ Voir la dépêche AFP du 21 septembre 2001.

¹² Le logiciel exprime cette valeur en « becquerels » détectés (il tient compte du temps mort éventuel et du rapport de branchement de 85,2 %), mais il est plus **juste** de s'exprimer en « coups par seconde ».

Tableau T1 : vérification de l'homogénéité de la contamination en césium 137 autour du futur point de carottage, au moyen du spectromètre gamma de terrain (mesures d'André Paris)

Site	Nature du sol	Mesure de terrain : c/s sur la raie de 661 keV			Cs 137 Bq/m ² Terrain
		Ponctuel	Moyenne	Ecartype %	
ASPRES-sur-BUECH (La Rochette)	Pelouse	11,1	10,8	7,5	12 900
VOSGES (Col des Bagenelles)	Forestier	13,2	13,4	4,7	15 300
CORSE (Sari-Solenzara)	Pelouse naturelle	16,9	15,4	13,0	19 600
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Pelouse naturelle	21,9	21,5	10,2	25 450
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Forestier	26,8	22,3	15,2	31 100
SISTERON (plateau de la Citadelle)	Pelouse	29,4	30,9	5,6	34 150
DIGNE (La Robine sur Galabre)	Pelouse	40,6	46,8	13,8	47 150

2.2.3 PROTOCOLE DU LABORATOIRE DE LACRIIRAD

Réalisation des carottages

En chaque station retenue à l'issue de la pré-détection, le technicien CRIIRAD a réalisé¹³ un triple carottage au moyen d'un tube gradué en métal, de diamètre intérieur égal à 68mm. Les strates de sol ont été échantillonnées par tranches de 10 cm d'épaisseur (dans 5 des 7 sites étudiés, les 10 premiers centimètres de chaque carotte ont en outre été échantillonnés avec un pas plus fin, de 5 centimètres d'épaisseur, afin de mieux apprécier la répartition de la contamination en surface).

Ce protocole est mis en œuvre par le laboratoire de la CRIIRAD depuis 1987. Le fait de prélever 3 carottes aux sommets d'un triangle équilatéral de 1 mètre de côté permet de garantir une meilleure représentativité de l'échantillonnage. Le carottier a été enfoncé sur une profondeur minimale de 20 cm (pelouses d'altitude de Digne, Sisteron et Aspres-sur-Buech) et dans certains cas jusqu'à 60 centimètres (cas du sol corse de Sari-Solenzara). Le fait de prélever toute la couche de sol ou tout au moins jusqu'à 40 centimètres si possible, permet de garantir que l'essentiel du césium 137 retenu dans le sol sera effectivement comptabilisé¹⁴.

Traitement des carottes au laboratoire

Les carottes de sol ont été traitées au laboratoire de la CRIIRAD selon le protocole mis en œuvre depuis 1987. Les 3 tranches de même profondeur sont pesées puis mélangées. Après enlèvement des racines et corps étrangers éventuels, on procède à la dessiccation en étuve à 90°C. Les gros cailloux sont ensuite brossés et enlevés. L'échantillon sec (sans les gros cailloux) est pesé puis broyé. Après homogénéisation, une fraction aliquote est prélevée pour le conditionnement en géométrie standard de comptage. Il s'agit de géométries calibrées de type Marinelli (volume utile de 560 cc pour les strates de 10 centimètres d'épaisseur) ou pots de contenance 66 à 250 cc (pour certaines strates de 5 centimètres d'épaisseur).

Analyse des carottes au laboratoire

Les échantillons ont fait l'objet d'un comptage par spectrométrie gamma sur détecteur EGG ORTEC type N au Germanium Hyperpur. Les comptages, réalisés de fin septembre 2000 à fin septembre 2001, ont duré de 10000 à 250 000 secondes (30 000 secondes en moyenne).

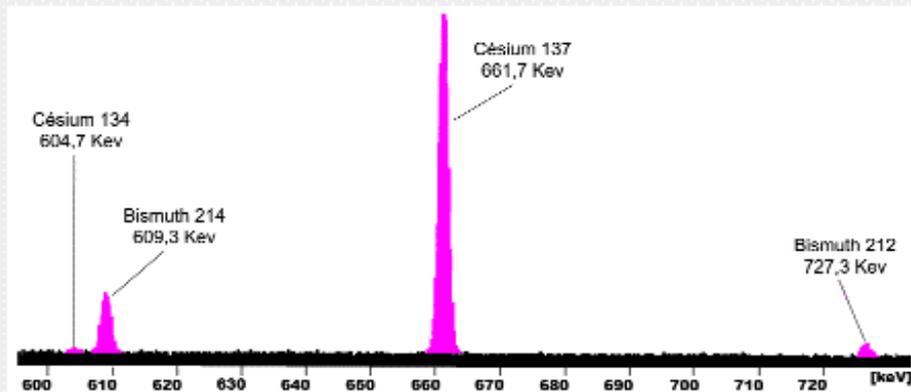
L'intercomparaison de 1998 organisée par l'Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, dans le cadre de l'accréditation délivrée par le Ministère de la Santé, a montré que l'évaluation du césium 137 par le laboratoire de la CRIIRAD était égale à la valeur de référence (à 4 % près, soit un écart compatible avec la marge d'incertitude de la mesure).

¹³ C'est le cas pour 6 des 7 carottages, à l'exception du site corse de Sari-Solenzara.

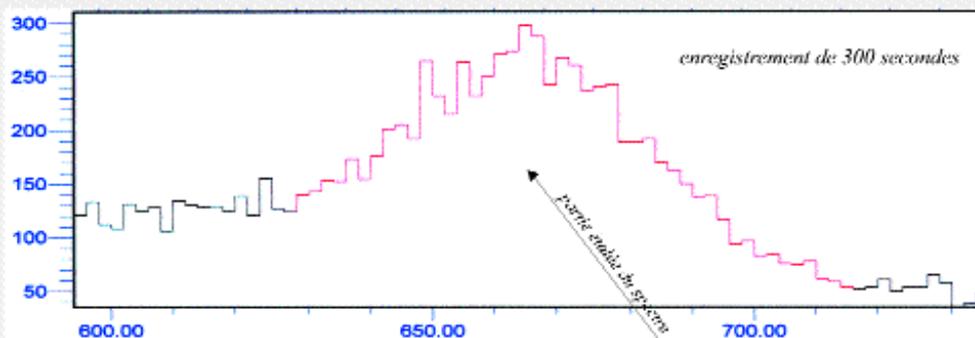
¹⁴ Pour les 2 carottages dont l'épaisseur de sol excédait 40 centimètres, la strate 40-50 centimètres ne retenait que 2 % du césium 137 total de la carotte dans un cas (col des Bagenelles dans les Vosges) et aucune activité mesurable dans l'autre cas (sol de Sari-Solenzara en Corse). Ceci confirme que la proportion de césium 137 située au delà de 40 centimètres est négligeable.

ENCADRÉ E3

Spectre N° C 19484 correspondant au comptage, par spectrométrie germanium au laboratoire de la CRIIRAD, pendant 230 000 secondes, de la strate de surface du carottage de Sari Solenzara en Corse du Sud.



On observe nettement le pic à 661 keV du césium 137 et les pics à 609 keV et 727 keV de 2 radionucléides naturels (bismuth 214 et bismuth 212). Il existe également une trace de césium 134, en limite des capacités de détection, à 604,7 keV



Comparaison avec l'enregistrement effectué sur le même site de Sari-Solenzara mais directement sur le terrain (enregistrement in situ)

La résolution est beaucoup plus faible (le pic de césium s'inscrit dans une bande d'énergie 10 fois plus large). Le temps d'enregistrement est beaucoup plus court (766 fois moindre).

Ci-contre, le même spectre présenté sur une gamme étendue d'énergie



2.2.4 ACTIVITÉS MASSIQUES MESURÉES AU LABORATOIRE

Au total, le laboratoire de la CRIIRAD a procédé à l'analyse de plus de 70 échantillons de sol, correspondant aux différentes strates associées aux 17 carottages. Ces analyses ont permis de mesurer en particulier¹⁵ l'activité massique du césium 137 et du césium 134 dans chaque strate et de calculer l'activité surfacique totale en césium 137 de chaque carotte. Nous ne présenterons que les résultats concernant les 7 carottages de référence.

Activités massiques en césium 137

Les activités massiques en césium 137 mesurées au laboratoire de la CRIIRAD dans les 27 échantillons de sol (correspondant aux 7 carottages de référence) sont reportées dans le tableau T2 page suivante. Elles sont exprimées en becquerels par kilogramme de sol séché (Bq/kg sec) et sont ramenées à la date du prélèvement.

¹⁵ L'activité de tous les radionucléides qui émettent en se désintégrant des rayonnements gamma a été déterminée.

C'est le cas des principaux radionucléides naturels contenus dans l'écorce terrestre (thorium 234, radium 226, actinium 228, potassium 40) et de certains radionucléides artificiels comme le césium 137, le césium 134 et l'américium 241. Afin d'alléger la présentation nous ne détaillerons ici que les résultats concernant les césiums 137 et 134.

Le symbole NP(non prélevé) figure lorsque, à la profondeur indiquée, il n'a pas été possible d'échantillonner le sol. La marge d'incertitude sur la détermination de l'activité massique du césium 137 est comprise entre 10 et 16 %, dès lors que la concentration en césium137 dépasse 10 Bq/Kg sec, c'est-à-dire pour les strates de surface. Elle peut atteindre 34 % pour les strates profondes.

Lorsque les carottages ont pu être poursuivis jusqu'à 40 cm de profondeur, on a pu vérifier l'existence de traces de césium 137 à cette profondeur (2 à 3 Bq/kg sec). Les 7 carottages ont été réalisés au moins jusqu'à 20 cm de profondeur. Le césium 137 a

été détecté systématiquement jusqu'à 20 centimètres, avec une activité massique comprise entre 7 Bq/kg sec (strate 10 / 20 cm de la carotte de sol d'Aspres-sur-Buech) et 617 Bq/kg sec (strate 0 / 5 cm de la carotte de sol forestier prélevé à Vassieux-en-Vercors et 370 Bq/kg sec en moyenne sur 0/10 cm).

Tableau T2 : activités massiques en césium 137 mesurées au laboratoire de la CRIIRAD dans les différentes couches du sol

		Cs 137 (Bq/kg sec) à la date de prélèvement				
		0/10 cm	10/20 cm	20/30 cm	30/40 cm	40/50 cm
Site	Nature sol					
VOSGES (Col des Bagenelles)	Forestier	195	11,0	3,0	2,1	1,5
DIGNE (La Robine sur Galabre)	Pelouse	205	20,9	NP	NP	NP
SISTERON (plateau de la Citadelle)	Pelouse	204	43,1	NP	NP	NP
ASPRES sur BUECH (La Rochette)	Pelouse	86	7,2	NP	NP	NP
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Forestier	370	50,4	20,5	NP	NP
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Pelouse naturelle	218	16,5	5,2	NP	NP
CORSE (Sari-Solenzara)	Pelouse naturelle	172	8,9	1,5	3,4	< 1,1

NP: Non Prélevé

Activités massiques en césium 134

Le césium 134 a été détecté¹⁶ dans les 5 à 10 premiers centimètres de profondeur dans 6 des 7 sites échantillonnés¹⁷ avec une activité comprise entre 0,38 +/- 0,15Bq/kg sec (strate 0 / 5 cm du sol d'Aspres-sur-Buech) et 3,45 +/- 1,48 Bq/kg sec (strate 0 / 5 cm du sol des Vosges). Ces valeurs sont souvent en limite des capacités de détection. Elles sont entachées d'une forte marge d'incertitude (de l'ordre de 40 %).

Le pourcentage de césium 137 imputable théoriquement à Tchernobyl a pu être calculé dans chacune des strates où le césium 134 était détectable¹⁸. Cette estimation est effectuée à titre indicatif compte tenu des fortes imprécisions sur la mesure des traces de césium 134.

On constate que dans 3 des 7 sites, la majorité du césium 137 retenu dans les 10 premiers centimètres de sol est imputable à Tchernobyl. Il s'agit des sols du Col des Bagenelles dans les Vosges, du plateau de la Citadelle à Sisteron et de Sari-Solenzara¹⁹ en Corse.

Pour les 2sols du Vercors et le carottage d'Aspres-sur-Buech, la part imputable à Tchernobyl, dans les 5 premiers centimètres du sol, est comprise entre 42 et 88 % mais, compte tenu de la forte incertitude sur la mesure du césium 134, le ratio peut être compris entre 20 % et 100 %.

Dans le sol de Digne, le césium 134 n'est pas détectable, mais l'analyse d'un échantillon de mousses terrestres prélevées par le technicien CRIIRAD, le 13 septembre 2000, sur des rochers situés à quelques mètres du point de carottage, a montré une forte contamination en césium 137 (9 100 Bq/kg sec) et césium 134 (58 Bq/kg sec), avec un rapport isotopique de 156, proche de la valeur théorique de 180. Ceci confirme qu'à **Digne également, l'essentiel du césium 137 détecté en 2000 était imputable aux retombées de Tchernobyl.**

¹⁶ L'activité du césium 134 est ramenée à la date du prélèvement pour tenir compte de la décroissance qui est intervenue avant analyse. Il a pu s'écouler en effet quelques mois entre le prélèvement et l'analyse.

¹⁷ Dans le sol de Digne, la valeur dans la strate 0 / 5 cm est inférieure au seuil de détection de 0,9 Bq/kg sec. **Au delà de 10 centimètres, le césium 134 n'a été détecté dans aucun des 7 carottages** (seuils de détection <0,1 à < 0,3 Bq/kg sec).

¹⁸ En 1986, il ne restait plus de césium 134 lié aux retombées des essais militaires des années 50 / 60 compte tenu de sa période relativement courte. En l'absence d'impact par des rejets locaux d'installations nucléaires, tout le césium 134 mesuré à partir de mai 1986 était alors a priori imputable à Tchernobyl. Le rapport isotopique $R_i = \text{césium 137} / \text{césium 134}$ était de 2 dans les retombées de mai 1986. Par conséquent la part du césium 137 imputable à Tchernobyl pouvait être estimée en multipliant par 2 le niveau de césium 134 mesuré. Le reste du césium 137 pouvait être attribué a priori au reliquat des essais militaires (valeur moyenne inférieure à 5 170 Bq/m² selon l'UNSCEAR). Compte tenu de la décroissance des 2 isotopes, le rapport était compris entre 179 et 243 lorsque les carottages ont été effectués (ceci dépend de la date du carottage). En multipliant l'activité en césium 134 mesurée, par le rapport théorique R_i , on peut évaluer l'activité en césium 137 de Tchernobyl. Le rapport entre cette activité et l'activité totale en césium 137 mesurée donne, pour la strate considérée, la proportion de césium 137 imputable à Tchernobyl.

¹⁹ Le site de Ghisonaccia devait être retenu pour effectuer un suivi par rapport aux carottages de 1988, mais le lieu du carottage avait été réaménagé. Le secteur de Sari-Solenzara a alors été retenu compte tenu de la très forte pluviosité durant le passage des masses d'air contaminées : 88 mm de pluie du 1er au 5 mai 1986.

2.2.5 ACTIVITÉS SURFACIQUES

Activités surfaciques en césium 137 mesurées au laboratoire

À partir de l'activité massique en césium 137, il est possible de calculer l'activité surfacique²⁰ de la strate considérée. La somme des activités surfaciques de chaque strate de la carotte donne alors le niveau du dépôt total de césium 137 en becquerels par mètre carré (Bq/m²). Les activités surfaciques calculées sont reportées dans le tableau T3 ci-dessous. Elles sont ramenées à la date de prélèvement.

Les activités surfaciques en césium 137 mesurées au laboratoire sont comprises entre 12 800 Bq/m² (sol de pelouse de Aspres-sur-Buech, la Rochette) et 39 300 Bq/m² (sol de pelouse de la région de Sisteron). L'incertitude globale sur ces valeurs est de l'ordre de 20 à 30 %, si l'on tient compte de l'incertitude sur la détermination de l'activité massique du césium 137 et de l'incertitude sur la conversion en activité surfacique.

Tableau T3 : activités surfaciques en césium 137 mesurées au laboratoire de la CRIIRAD dans les différentes couches du sol

Site	Nature sol	Cs 137 (Bq/m ²) à la date de prélèvement					Total Bq/m ²
		0/10 cm	10/20 cm	20/30 cm	30/40 cm	40/50 cm	
ASPRES-sur-BUECH (La Rochette)	Pelouse	11 603	1 215	NP	NP	NP	12 800
VOSGES (Col des Bagenelles)	Forestier	13854	1 128	387	306	247	15 900
CORSE (Sari-Solenzara)	Pelouse naturelle	15523	1 531	276	631	< LD	17 950
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Pelouse naturelle	17244	2 006	930	NP	NP	20 200
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Forestier	16481	4 690	2 242	NP	NP	23 400
DIGNE (La Robine-sur-Galabre)	Pelouse	31562	4 605	NP	NP	NP	36 150
SISTERON (plateau de la Citadelle)	Pelouse	30461	8 836	NP	NP	NP	39 300

NP: Non Prélevé

Nous avons reporté dans le tableau T4 ci-après, pour chaque carotte :

- les résultats des mesures effectuées sur le terrain, c'est-à-dire la hauteur du pic du césium 137 relevée sur le spectromètre de terrain (c/s) et l'activité surfacique exprimée en Bq/m² calculée par André Paris à partir de son facteur de calibration Fc,
- l'activité surfacique totale de la carotte calculée par la CRIIRAD à partir de l'activité massique mesurée au laboratoire dans chaque strate,
- le facteur de calibration effectif (Fce) correspondant au ratio entre l'activité surfacique mesurée au laboratoire et la hauteur du pic du césium 137 relevée sur le spectromètre de terrain.

Tableau T4 : comparaison entre les activités surfaciques en césium 137 mesurées au laboratoire de la CRIIRAD et mesurées sur le terrain par André Paris

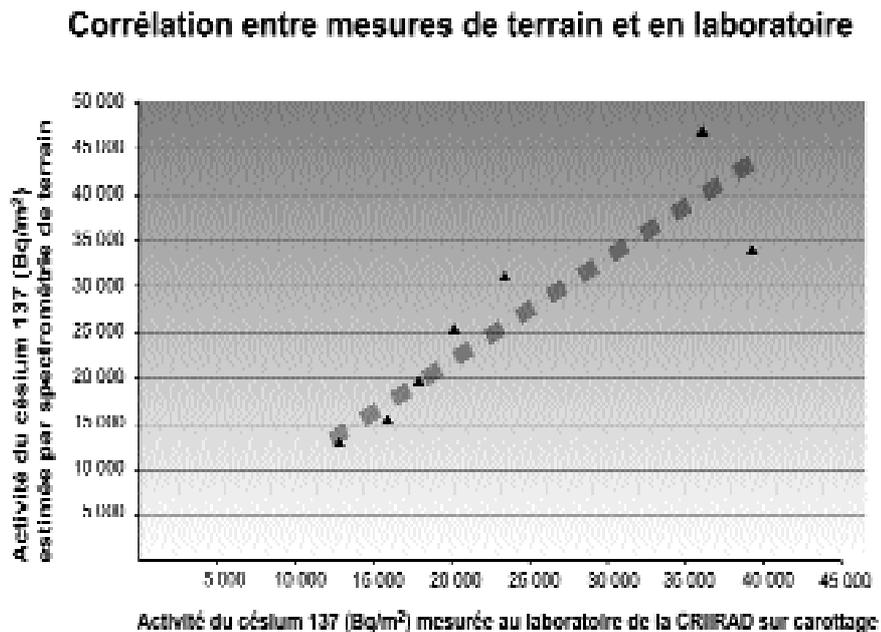
Site	Nature sol	Cs 137 Bq/m ² Labo	(c/s) pic à 661 keV terrain	Fce Facteur de calibration	Cs 137 Bq/m ² Terrain	Ratio Terrain SUR Labo	Ecart Labo SUR terrain	Répartition 0/10 cm SUR total
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Forestier	23 400	26,8	874	31 100	1,33	- 33 %	70,4 %
SISTERON (plateau de la Citadelle)	Pelouse	39 300	29,4	1 337	34 150	0,87	13 %	77,5 %
VERCORS (Vassieux à 1 110 m)	Pelouse naturelle	20 200	21,9	921	25 450	1,26	- 26 %	85,5 %
CORSE (Sari-Solenzara)	Pelouse naturelle	17 950	16,9	1 064	19 600	1,09	- 9 %	86,4 %
VOSGES (Col des Bagenelles)	Forestier	15 900	13,2	1 206	15 300	0,96	4 %	87,0 %
DIGNE (La Robine-sur-Galabre)	Pelouse	36 150	40,6	891	47 150	1,30	- 30 %	87,3 %
ASPRES sur BUECH (La Rochette)	Pelouse	12 800	11,1	1 155	12 900	1,01	- 1 %	90,5 %
		Moyennes	1 064			1,12 %		83,5 %
		Ecartype	16,7 %			16,3 %		8,4 %

²⁰ L'activité totale du césium 137 dans une strate est calculée en multipliant l'activité massique mesurée dans la fraction analysée, par la masse de la fraction analysée. Ce résultat est ensuite multiplié par le ratio entre la masse sèche totale de la strate (sans les cailloux qui n'ont pas été broyés) et la masse de la fraction sèche analysée (on ne tient pas compte pour ce calcul de la masse des gros cailloux non broyés. On considère en effet, et ceci a été vérifié par des tests spécifiques, que les cailloux n'ont adsorbé qu'une quantité négligeable de césium 137 à leur surface). L'activité surfacique de la strate considérée est ensuite obtenue en multipliant l'activité totale dans la tranche de sol par la surface de la strate, c'est-à-dire celle du tube de carottage (diamètre 68 mm).

Les résultats sont classés en fonction de la proportion de césium 137 retenue dans les 10 premiers centimètres du sol. Le facteur de calibration effectif F_{ce} est compris entre 874 et 1 337 Bq/m² par coup par seconde, avec une moyenne de 1 064 et un écart-type de 16,7 %. Cela signifie que pour les 7 sites étudiés, l'utilisation du facteur 1 161 retenu par André Paris²¹ pour la cartographie de terrain conduit selon les cas à **sous-estimer (jusqu'à 13 %) ou à surestimer (jusqu'à 33 %) l'activité surfacique par rapport à la mesure en laboratoire. Ces écarts sont relativement faibles et pas forcément significatifs si l'on tient compte par ailleurs des marges d'incertitudes intrinsèques de chaque méthode.**

Nous avons reporté sur le graphique ci-après la corrélation linéaire²² entre les mesures de terrain et de laboratoire. La pente de cette droite est de 1,11 ce qui confirme que, en moyenne, sur les 7 carottages de référence, la mesure de terrain surestime légèrement (+ 11 %) l'activité réelle du sol.

La relativement faible dépendance du facteur de calibration avec les conditions de terrain provient du fait que les sols retenus pour cette étude sont des sols non remaniés pour lesquels la majorité du césium 137 est située en surface. Sur les 7 sites de référence, les 10 premiers centimètres de la carotte retiennent en effet de 70 à 91 % de l'activité surfacique totale (83,5 % en moyenne avec un écart type de 8,4 %). La contribution des strates inférieures est donc en général négligeable.



2.3 / IMPORTANCE DU CHOIX DES SOLS POUR LA FIABILITÉ DU RÉSULTAT

Le facteur de calibration et l'ensemble de la méthode ne sont valables que pour des sols présentant une bonne conservation de la contamination (faible migration en profondeur) et un niveau de contamination surfacique homogène (un point chaud de quelques décimètres carrés sort du champ de la calibration).

Dans le cas de sols remaniés, où le césium 137 est généralement réparti plus en profondeur, l'utilisation du facteur de calibration moyen F_c conduirait très probablement à sous estimer l'activité surfacique réelle. C'est pourquoi André Paris a systématiquement recherché des sols non remaniés et en place depuis longtemps. Des mesures préliminaires ont permis de ne retenir que les sols présentant le niveau de contamination le mieux préservé. Nous allons illustrer par quelques exemples la variabilité de la contamination en fonction du type de sol et de son utilisation.

2.3.1 ÉTUDE DE SOLS À VASSIEUX-EN-VERCORS

À Vassieux-en-Vercors, 4 stations situées à quelques dizaines de mètres de distance ont été étudiées par le laboratoire de la CRIIRAD et André Paris le 27 octobre 2000. Les mesures de terrain et les résultats des analyses en laboratoire sont reportés dans le tableau T5 ci-après.

²¹ André Paris a déterminé expérimentalement le facteur de calibration de son spectromètre gamma à partir de la comparaison entre les mesures qu'il a effectuées in situ sur des sols notablement contaminés par le césium 137 et l'activité surfacique déterminée par des mesures sur carottages effectuées au laboratoire de la CRIIRAD (il a ainsi déterminé un facteur F_c moyen de 1161 Bq/m² par coup par seconde pour le pic à 661 keV du césium 137).

²² Le coefficient de corrélation R^2 est de 0,79.

Tableau T5 : comparaison entre les activités surfaciques en césium 137 mesurées au laboratoire de la CRIIRAD et mesurées sur le terrain par André Paris (Vassieux-en-Vercors)

Site	Nature sol	Cs 137 Bq/m ² Terrain	Cs 137 (Bq/m ²) laboratoire CRIIRAD				Répartition 0/10 cm SUR total	Terrain pic du Cs 137 c/s			Ratio Terrain SUR Labo
			0/10 cm	10/20 cm	20/30 cm	Total		Ponctuel	Moy	S%	
Sols retenus pour l'atlas											
A	Forestier	31100	16481	4 690	2 242	23400	70 %	26,8	22,3	15,2	1,33
B	Pelouse naturelle	25450	17244	2 006	930	20200	85 %	21,9	21,5	10,2	1,26
Sols exclus du fait d'une mauvaise conservation de la contamination NP : Non Prélevé											
C	Prairie artificielle fauchée	9 050	12892	5 908	744	19550	66 %	7,8	7,2	NP	0,46
D	Champ cultivé (céréales)	8 150	9 468	7 020	1 485	17950	53 %	7	NP	NP	0,45

On peut observer que :

- Pour les 2 stations, a priori non remaniées, retenues pour l'atlas (sol forestier A et pelouse naturelle B), de 70 à 85 % du césium 137 est retenu dans les 10 premiers centimètres de la carotte. L'activité surfacique en césium 137 mesurée au laboratoire de la CRIIRAD est de **23 400** et **20 200** Bq/m² respectivement. Dans ces 2 cas, la mesure de terrain donne un résultat supérieur de 33 et 26 % respectivement à la mesure au laboratoire. Un tel écart est compatible avec les marges d'incertitude. Il est possible qu'une partie de cet écart soit due à la présence de forts niveaux de bismuth 214, radionucléide naturel, qui peuvent interférer²³ avec le pic du césium 137 relevé sur le spectromètre de terrain.
- Pour les 2 stations remaniées, caractéristiques des sites qui ne sont pas retenus pour l'atlas (prairie artificielle fauchée C et champ de céréales D), seulement 66 à 53 % du césium 137 sont situés dans les 10 premiers centimètres de la carotte. **Dans ces 2 cas, la mesure de terrain sous-estime d'environ 50 % l'activité surfacique.** L'activité surfacique en césium 137 mesurée au laboratoire (**19 550** et **17 950** Bq/m² respectivement) n'est pourtant inférieure que de 20 % environ à celle des sols de référence. Cela confirme²⁴ que les atomes de césium 137 présents au-delà de 10 centimètres de profondeur ne sont pratiquement pas « vus » par le spectromètre de terrain placé contre le sol.

2.3.2 ÉTUDE DE LA VARIABILITÉ DE LA CONTAMINATION DANS LE SECTEUR DE SISTERON

Le secteur de Sisteron a été étudié par la CRIIRAD, en septembre 2000, pour réaliser les intercomparaisons des mesures de terrain et en laboratoire, au même titre que Digne et Aspres-sur-Buech dans cette partie de la France.

Les zones à contamination uniforme

Les principaux résultats des mesures de terrain réalisées le 14 septembre 2000 par André Paris, en présence du technicien CRIIRAD, sont reportés dans le tableau T6 ci-après. Ils montrent qu'il existe, dans le secteur de Sisteron, des niveaux de contamination résiduelle en césium 137 assez homogènes. Sur les sols bien conservés qui ont été explorés, la contamination mesurée sur le terrain est comprise entre 23 000 et 44 200 Bq/m².

Dans les sols remaniés, la variation de la conservation de la contamination prend de l'ampleur. Sur le secteur de Sisteron il a été aisé de mesurer une amplitude d'un facteur 4. Les mesures de terrain montrent des valeurs de 10 700 Bq/m² (Bois de cèdres au sud de la citadelle, sur terrain remanié) à 44 200 Bq/m² (forêt de pins près du relais TDF sur un terrain sauvage a priori non remanié). Des écarts encore plus importants pourraient être aisément mesurés et, qui plus est, sur de très courtes distances, c'est-à-dire quelques mètres, lorsque les terrains sont fortement remaniés.

²³ L'activité du bismuth 214 est en moyenne de 40 Bq/kg dans l'écorce terrestre. Dans les strates de surface des sols A et B, l'activité mesurée au laboratoire de la CRIIRAD est 2 fois supérieure (de 80 à 112 Bq/Kg). En se désintégrant, le bismuth 214 émet des rayonnements gamma de 609 keV avec une probabilité de 46 % et des rayonnements de 665,4 keV avec une probabilité très faible. Ces rayonnements ont une énergie proche de celle du césium 137 à 661 keV (85,2 %). Par spectrométrie gamma germanium, en laboratoire, il est facile de distinguer ces différentes raies, mais sur un spectromètre NaI de terrain cela est plus difficile. André Paris a tenu compte de cette interférence lors du dépouillement des spectres, il est possible cependant que pour de forts niveaux de bismuth 214, une part du pic du bismuth soit comptabilisée dans le pic du césium 137. Dans les strates de surface des sols, C (54 Bq/kg) et D (44 Bq/kg), les activités en bismuth 214 sont plus faibles qu'en A et B.

²⁴ Ceci est cohérent avec les calculs théoriques qui montrent qu'à activité égale, la strate 10/20 cm ne rajoute qu'environ 20 % de rayonnement en surface par rapport à la strate 0/10 cm.

Conformément au protocole de travail, le technicien CRIIRAD a réalisé le carottage sur un site pour lequel la pré-détection de terrain montrait qu'il s'agissait d'un sol non remanié présentant de bonnes garanties de conservation de la contamination. Le carottage a été effectué, sur le plateau de la Citadelle à Sisteron, sur une pelouse pour laquelle la mesure de terrain réalisée par André Paris donnait 34 150 Bq/m² de césium 137. L'analyse de la carotte au laboratoire a donné une valeur de 39 300 Bq/m² (l'écart de 15 % entre ces 2 valeurs est acceptable compte tenu des marges d'incertitude de chaque méthode).

En raison de la plainte déposée par le maire de Sisteron pour « *fausse nouvelle de nature à troubler la paix publique* », — *plainte contre X* mais visant la CRIIRAD — une campagne complémentaire a été organisée les 10 et 11 octobre 2001, afin de réaliser une cartographie détaillée, avec repérage sur carte de chaque point mesuré. Cette intervention a été réalisée en toute transparence. Les mesures ont été effectuées avec des repérages photographiques et en présence de journalistes.

Les résultats des campagnes de mesure (1999), 2000 et 2001 sont reportés dans le tableau T6 ci-dessous (contamination hors points d'accumulation).

Tableau T6 : principales mesures de contamination en césium 137 effectuées par André Paris dans le secteur de Sisteron (contamination uniformément répartie hors points d'accumulation).

Localisation	Type de sol	Date	Mesure de terrain Activité surfacique Cs 137 (Bq/m ²)
A / Sols naturels présentant une bonne conservation de la contamination			
Plateau de la Citadelle			
Belvédère (Ouest Citadelle)	Pelouse (valeur minimum)	10 et 11/10/2001	23100
Plateau de la Citadelle	Pelouse (valeur minimum)	10 et 11/10/2001	25700
Plateau de la Citadelle	Pelouse	15/11/1999	33300
Plateau de la Citadelle	Pelouse (carottage CRIIRAD)	14/09/2000	34150
Plateau de la Citadelle	Pelouse (valeur maximum)	10 et 11/10/2001	34600
Belvédère (Ouest Citadelle)	Pelouse (valeur maximum)	10 et 11/10/2001	37600
Au sud du plateau de la Citadelle (200 m du centre ville)			
Sud du cimetière	Bois de pins (valeur minimum)	10 et 11/10/2001	33 400
Sud du cimetière	Bois de pins (valeur maximum)	10 et 11/10/2001	42 100
Secteur du relais TDF au sud-ouest du plateau de la Citadelle			
Autour du relais TDF	Sol forestier sauvage	15/11/1999	38 100
Relais TDF	Forêt de pins (1)	14/09/2000	44 200
B / Sols remaniés ne présentant pas une bonne conservation de la contamination			
Plateau de la Citadelle			
Ouest de la Citadelle	Pelouse parking (valeur minimale)	10 et 11/10/2001	14 200
Ouest de la Citadelle	Pelouse parking (valeur maximale)	10 et 11/10/2001	35 700
Sud de la Citadelle	Bois de cèdres (valeur minimale)	10 et 11/10/2001	10 700
Sud de la Citadelle	Bois de cèdres (valeur maximale)	10 et 11/10/2001	24 400

Ces données montrent bien que le point retenu pour le carottage effectué par la CRIIRAD est représentatif des sols présentant une bonne conservation dans le secteur de Sisteron, et ne constitue en aucune façon une anomalie ponctuelle. Des contaminations résiduelles en césium 137 supérieures à 20 000 Bq/m² (mesure de terrain) existent sur de vastes étendues sur le plateau de la Citadelle (pelouse près du parking à l'ouest de la Citadelle, Bois de cèdres au sud, pelouse du belvédère à l'ouest) et plus près du centre ville (33 400 à 42100 Bq/m² dans un bois de pins). André Paris a effectué par ailleurs plusieurs mesures dans les environs de Sisteron, en dehors du plateau de la Citadelle, montrant des niveaux de contamination supérieurs à 30 000 Bq/m². Il est possible, bien entendu, de trouver des milieux qui ont moins bien conservé la contamination.

Les points d'accumulation

Dans le secteur de Sisteron, il est possible de mettre en évidence, comme ailleurs, les phénomènes d'accumulation de la contamination au pied de pylônes ou en bordure de dalles calcaires affleurantes qui ont été délavées par les pluies. **Ces points d'accumulation ont été délibérément exclus de l'atlas car ils ne sont pas représentatifs des retombées elles-mêmes mais de leur redistribution ultérieure.** Ils ont généralement une superficie assez faible (quelques décimètres carrés). Nous avons reporté pour mémoire dans le **tableau T7** ci-dessous, les niveaux « *équivalents de contamination surfacique* » enregistrés par André Paris sur des points d'accumulation repérés à titre de complément

d'information dans la région de Sisteron. La CRIIRAD n'exprime jamais une valeur d'accumulation en activité surfacique. Les valeurs obtenues sont donc données à titre purement illustratif et sont mentionnées entre guillemets (elles peuvent dépasser « 100 000 Bq/m² »). Ces chiffres ne sont pas représentatifs des niveaux réels car le facteur de calibration de l'appareil a été déterminé pour une contamination homogène sur plusieurs mètres carrés.

Tableau T7 : exemples de points d'accumulation identifiés par André Paris dans le secteur de Sisteron (les valeurs de contaminations exprimées en Bq/m² sont indicatives, la tache de contamination recélant certainement un taux de contamination plus important).

Localisation	Type de sol	Mesure de terrain	
		Date	« équivalent en Activité surfacique » Cs 137 (Bq/m ²)
Accumulations dues au délavement des dalles affleurantes de calcaire			
Plateau de la Citadelle	Accumulation en pied de dalle	14/09/2000	« 130 000 »
Plateau de la Citadelle	Accumulation en pied de dalle	15/11/1999	« 112 000 »
Plateau de la Citadelle	Accumulation en pied de dalle	14/09/2000	« 47 000 »
Accumulations aux pieds des pylônes EDF			
Sud-ouest réservoir «les Adrets »	Pied de pylône EDF	14/09/2000	« 141 000 »

3 / INTÉRÊTS ET LIMITES DE L'ATLAS 1999-2001

Conclusion

On retiendra en conclusion que, d'une part, l'utilisation d'un spectromètre de terrain, pour la sélection des sites représentatifs et l'évaluation de la contamination surfacique en césium 137 et, d'autre part, la réalisation de mesures en laboratoire pour la vérification ponctuelle²⁵ du facteur de calibration et du profil de contamination, ont permis d'obtenir une cartographie qui garantit :

- une bonne représentativité, même si certaines zones n'ont pas été étudiées, en particulier dans le centre et l'ouest de la France. Dans le sud-est de la France, la densité des stations de mesure permet de proposer une présentation en continu des niveaux de contamination résiduelle en césium 137 sur des sols sélectionnés pour la bonne conservation apparente de la contamination. Cette présentation est certainement perfectible et pourra être affinée dans le futur, mais elle est globalement plus cohérente que les cartes officielles qui présentent des anomalies flagrantes.
- une bonne précision des mesures eu égard aux difficultés de la métrologie sur le terrain. En effet, pour des contaminations résiduelles supérieures à 10 000 Bq/m² de césium 137, l'incertitude devrait être inférieure à 30 % dans la majorité des cas étudiés (les cas où elle pourrait atteindre voire dépasser 50 % — généralement dans le sens d'une sous-estimation — sont a priori exclus²⁶ par le fait que, sur un secteur donné, seuls les sols qui présentaient la meilleure conservation de la contamination ont été retenus pour réaliser cet atlas). Par contre, pour les sols plus faiblement contaminés (< 5 000 Bq/m²), en particulier dans l'ouest de la France, les valeurs mesurées sur le terrain ne sont que des ordres de grandeur (une partie importante de la contamination est probablement très ancienne et plus profondément enfouie; de plus, le signal détecté est faible donc entaché d'une forte incertitude).

Importance du bénévolat

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans la ténacité d'André Paris, qui y a consacré 3 ans de sa vie, bénévolement. Il a parcouru des milliers de kilomètres et a dépensé plus de 15 000 Euros en achat de matériel de mesure. La présente cartographie constitue à notre connaissance le travail de terrain le plus vaste effectué à ce jour, en France, pour rendre compte des niveaux de contamination en césium 137 des sols.

²⁵ Il n'était évidemment pas possible de coupler les deux méthodes sur des milliers de stations.

²⁶ Les mesures au laboratoire sur un carottage du Col des Bagenelles voisin du carottage de référence ont montré que pour ce sol qui présente pourtant plus de 70 % de la contamination dans les 10 premiers centimètres, la spectrométrie de terrain conduisait à une sous-estimation de 40 à 50 %. Le site en question n'aurait cependant pas été retenu pour l'atlas, puisqu'il présentait un signal «affaibli » par rapport au sol de référence voisin.

De son côté, pour donner aux citoyens des informations fiables et objectives sur les retombées de Tchernobyl, la CRIIRAD a réalisé, depuis sa fondation en mai 1986, des milliers d'analyses. On peut estimer qu'un tel travail représente un budget de plusieurs millions de Francs. Dans le cas présent, le travail a pu être effectué grâce à l'engagement bénévole des administrateurs et du personnel de la CRIIRAD, grâce au soutien de certains élus et, surtout, grâce aux adhérents de l'association dont les cotisations permettent le financement de recherches indépendantes.

Questionnements scientifiques

Les échanges entre le laboratoire de la CRIIRAD et André Paris ont été très fructueux sur le plan scientifique. L'utilisation conjointe de la spectrométrie de terrain et des analyses en laboratoire a permis de mettre en évidence des phénomènes complexes de redistribution du césium 137 dans l'environnement (accumulations en pied de hêtres et pied de pylônes, redistribution en altitude en milieu alpin, mécanismes de transfert en zones humides, etc). Certaines de ces découvertes mériteraient la poursuite des études scientifiques afin de mieux cerner les phénomènes en question.

Reconstituer le niveau des retombées initiales en césium 137 de Tchernobyl est une tâche difficile sur le plan scientifique. Il faut tout d'abord recalculer le niveau initial en tenant compte de la quantité de césium perdue depuis l'accident, puis y soustraire la part de césium 137 antérieur à 1986. Des études complémentaires sont nécessaires pour bien cerner les limites de cette reconstitution.

Deux notions importantes

En consultant cet Atlas, il faut toujours garder à l'esprit 2 notions fondamentales :

1. Les niveaux de césium 137 des cartes de l'atlas 1999-2001, appelés par A. Paris " contamination uniformément répartie ", correspondent à la contamination résiduelle des sols qui, sur un terrain donné, présentent, a priori, LES MEILLEURES CONDITIONS DE CONSERVATION DES DÉPÔTS MOYENS INITIAUX, À L'EXCLUSION DES POINTS D'ACCUMULATION.

- A quelques dizaines de mètres des sols naturels retenus pour élaborer l'atlas peuvent se trouver des sols nettement moins contaminés, dès lors qu'ils ont été remaniés ou qu'ils subissent des mécanismes renforcés d'élimination du césium 137 (sols cultivés, pâturés, zones humides, terrains en pente ou soumis à fort ruissellement, etc). De même, il est évident que sur des sols goudronnés ou bétonnés que l'on rencontre en milieu urbain, la contamination initiale a été lessivée.
- À l'inverse, il est probable qu'au voisinage des terrains retenus par André Paris, existent des secteurs présentant une contamination plus élevée (un facteur 2 à 3 est tout à fait possible). Par exemple, lors de la seconde campagne de prospection qu'il a effectué en Corse, en août / septembre 2001 à la demande de la CRIIRAD, André Paris a pu identifier, entre Ghisonaccia et Solenzara, des terrains ayant conservé 2 à 3 fois plus de césium 137 que ceux explorés lors de la première campagne. Lors d'une campagne complémentaire effectuée dans la Montagne Noire en décembre 2001 à la demande des Amis de la Terre, le technicien de la CRIIRAD a pu localiser des parcelles deux fois plus contaminées que celles explorées lors de la première mission d'André Paris.
- De façon plus ponctuelle, des contaminations nettement plus élevées que celles données dans l'atlas peuvent exister en des points spécifiques d'accumulation (ces phénomènes d'accumulation se rencontrent au pied des hêtres par exemple, au pied de certains pylônes, parfois au droit des gouttières, et en milieu alpin, sur les zones de passage préférentiel des eaux de fonte de la neige, etc.). Certains de ces phénomènes sont décrits dans le texte accompagnant les cartes mais ils ne figurent jamais sur les cartes elles-mêmes. Un paragraphe complet leur est consacré par André Paris (*page 75 de l'atlas*).
- Pour la réalisation de l'atlas, ont été retenus indifféremment des sols forestiers et des sols de pelouse. Les différences de niveaux de contamination résiduelle relative entre ces types de sols n'est pas apparue comme un élément très significatif²⁷, mais des études complémentaires seraient nécessaires pour étudier ce point.

2. Les niveaux de césium 137 mentionnés sur les cartes de l'atlas 1999-2001 correspondent au césium de Tchernobyl et au césium militaire antérieur TELS QU'ILS SUBSISTENT ACTUELLEMENT et tels qu'ils sont « vus » depuis la surface du sol. La contamination était nettement plus importante en mai 1986 (environ 2 fois plus en moyenne et beaucoup plus sur certains sols). Il y a à cela au moins 3 raisons :

²⁷ Les carottages réalisés par la CRIIRAD sur sol forestier et sol de pelouse à Vassieux en Vercors ou au col des Bagenelles dans les Vosges recèlent en effet des contaminations surfaciques comparables (écart inférieur à 20 %). Cependant le nombre de sites étudiés est trop faible pour se prononcer.

- Même si les sols ont été choisis systématiquement pour leur bonne capacité de conservation, et présentent de ce fait une contamination dont la plus grande part est retenue dans les 10 premiers centimètres de sol, l'estimation de l'activité du césium 137 à partir d'une mesure de spectrométrie de surface peut bien entendu **sous-estimer l'activité réelle en césium 137 dans les strates profondes** et par là même le niveau initial des retombées.
- La radioactivité du césium 137 diminue de moitié tous les 30 ans. La majorité des mesures de terrain ayant été effectuées entre mi-99 et la fin de l'année 2000, il s'est écoulé²⁸ environ 14 ans depuis l'accident, et l'activité déposée a perdu 30 % de sa valeur initiale. Il faut donc **multiplier les valeurs de l'atlas par un facteur proche de 1,4 pour recalculer l'activité initiale qu'avait le césium 137 en 1986**. Ce facteur de décroissance ne dépend que du temps écoulé entre le moment de la mesure et mai 1986.
- **Outre la décroissance physique du césium 137, identique en tous points, la disparition du césium 137 depuis 1986 a pu être accélérée localement par de très nombreux mécanismes.**

La cartographie a été réalisée en excluant les stations soumises à un ruissellement intense, remaniées par l'homme, pâturées ou cultivées. Malgré cela, d'autres mécanismes naturels peuvent conduire à une disparition du césium 137. On peut citer, sans être exhaustifs, le lessivage et la disparition dans les horizons profonds et/ou les nappes phréatiques, l'érosion, la migration liée à des mouvements de particules organiques ou d'argile qui permettent un transfert du césium d'un horizon à l'autre, le transfert biologique aux plantes et aux animaux.

A titre indicatif, la perte moyenne de césium 137 entre 1990-1991 et 1998, évaluée²⁹ par le laboratoire de la CRIIRAD sur plusieurs dizaines de carottages effectués en Alsace, était de l'ordre de 30 % environ et pouvait atteindre 95 %, sur des sols pourtant considérés a priori comme présentant une bonne conservation de la contamination (sols plans, non pâturés, non cultivés, etc).

Ce taux d'élimination du césium est plus important encore dans le cas de sols cultivés ou pâturés. Les mesures réalisées par la CRIIRAD sur 4 types de sols différents à Vassieux dans le Vercors ont montré par exemple que l'activité dans un champ cultivé était inférieure de 20 % à l'activité moyenne des sols proches qui présentaient a priori de meilleures conditions de conservation (sol forestier et pelouse naturelle proches). Sur des sols présentant de très faibles capacités de conservation (certains sols de Corse par exemple) des taux de disparition proches d'un facteur 5 ont été observés³⁰.

4 / CONSÉQUENCES DE LA CONTAMINATION ACTUELLE DES SOLS PAR LE CÉSIMUM 137

La présence de radionucléides artificiels dans l'environnement conduit à augmenter l'exposition des personnes. Cette exposition est due au fait que les rayonnements ionisants qui traversent les tissus du corps humain y cèdent une certaine quantité d'énergie appelée dose. Pour déterminer l'exposition totale ajoutée par une contamination il faut tenir compte de l'exposition externe et de l'exposition interne.

- L'*exposition externe* est produite par des radionucléides présents à l'extérieur de l'organisme, par exemple sur le sol. En se désintégrant, ces radionucléides peuvent émettre des rayonnements ionisants qui traversent l'air ambiant et atteignent la personne qui évolue sur le sol.
- On appelle *exposition interne* l'exposition aux rayonnements ionisants émis par des radionucléides présents dans notre organisme suite à une incorporation (ingestion ou inhalation).

Dans les premières semaines après l'accident, les doses subies par certains groupes de population habitant l'est de la France (de la Corse à l'Alsace) ont pu atteindre des niveaux supérieurs aux limites sanitaires en vigueur à cette époque et conduire à une augmentation inacceptable des risques de cancer. Ces doses importantes étaient dues à la présence d'une vingtaine de radionucléides à période courte, et notamment l'iode 131.

²⁸ A l'exception de la seconde campagne en Corse, réalisée fin août / début septembre 2001.

²⁹ Etude réalisée en 1998 par le laboratoire de la CRIIRAD pour le Conseil Régional d'Alsace.

³⁰ En Corse, à Ghisonaccia, le carottage réalisé par la CRIIRAD en juillet 1988 donnait une activité totale en césium 137 de 37320 Bq/m² (dont 31 760 Bq/m² imputables à Tchernobyl). Les mesures de terrain réalisées par André Paris, au cours de la campagne 1999-2000, donnent dans le secteur une activité surfacique de l'ordre de 7 200 Bq/m². Cela représente une diminution supérieure à un facteur 5, soit - 80 %. La décroissance physique du césium 137, n'explique que 30 %.

Plus de 14 ans après l'accident, le césium 137 est pratiquement en France le seul radionucléide à subsister et les doses résiduelles sont nettement inférieures. Elles peuvent être cependant non négligeables, pour certains groupes de population, et pour les secteurs les plus contaminés de l'est de la France.

Exposition externe

Compte tenu des activités surfaciques en césium 137 mesurées par André Paris sur le territoire français, en 1999 - 2001, l'irradiation ajoutée par les émissions gamma du césium 137 conduit à une exposition en général négligeable pour la majorité de la population (le terme «négligeable» est utilisé ici au sens de la *Directive Euratom 96 / 29*. Il correspond à une dose annuelle inférieure à 10 microsievverts). Le surcroît d'exposition peut être par contre non négligeable³¹ pour les personnes qui sont amenées à passer beaucoup de temps en extérieur, dans les secteurs les plus contaminés. Il est possible par ailleurs, que du fait de la présence de points d'accumulation dans les Alpes, en altitude, certains comportements très particuliers puissent conduire à un niveau d'exposition inacceptable³².

Exposition interne via l'alimentation de base

Les essais militaires des années 50/60 et l'accident de Tchernobyl en 1986 ont entraîné une contamination actuellement faible, mais très répandue, des denrées alimentaires par le césium 137, alors qu'au début du siècle cette contamination était nulle.

Les sols ont une forte capacité de piégeage du césium, mais compte tenu des faibles facteurs de transfert vers les principaux produits cultivés (légumes, fruit, etc), les niveaux résiduels de césium 137 en 1999-2001 dans ces denrées ne devraient que très rarement dépasser le becquerel par kilogramme. Il en va de même pour les pâturages, le lait, les produits laitiers et la viande. Les doses subies du fait de l'ingestion de ces denrées devraient en général rester négligeables. Sur les secteurs les plus fortement contaminés de la partie est de la France, il est souhaitable cependant que des contrôles soient poursuivis sur des échantillons représentatifs des productions agricoles locales.

Exposition interne liée à la consommation de denrées issues du milieu forestier

Dans l'est de la France, certaines denrées issues des milieux forestiers (champignons, gibiers, baies), peuvent recevoir encore un niveau de césium 137 qui peut conduire à des doses non négligeables pour les forts consommateurs de gibiers ou de champignons.

La CRIIRAD a pu montrer que certaines espèces de champignons récoltés en France en 1997 et 1998 dépassaient encore la limite d'importation fixée par la CEE à 600 Bq/kg frais pour le césium. La consommation de 2 kilogrammes de ces champignons frais conduirait à dépasser le seuil du risque dit négligeable. Afin de limiter autant que possible l'incorporation de césium, il est donc recommandé de contrôler la radioactivité des produits issus des forêts de l'est de la France.

La CRIIRAD a publié en 1997 une fiche grand public³³ et une liste des espèces de champignons qui présentent la plus forte capacité à concentrer le césium du sol (*petit-gris, bolet bai, chanterelle en tube*, etc).

³¹ Pour une personne qui passerait 25 % de son temps en extérieur sur des sols qui présentent actuellement 2 000 Bq/m² de césium 137 (cas de nombreux sites de l'ouest de la France) à 30 000 Bq/m² de césium 137 (cas des sites les plus contaminés de l'est de la France), l'exposition externe annuelle ajoutée pourrait ne pas être négligeable (elle serait respectivement de l'ordre d'une dizaine et d'une centaine de microsievverts). La contamination publiée dans l'atlas est celle des parcelles qui présentent a priori la meilleure conservation de la contamination (sol forestier, sol non cultivé et non pâturé). Du fait de l'existence dans chaque secteur de sols moins contaminés (sols goudronnés, cultivés ou pâturés), il faut en tenir compte pour évaluer une dose réaliste, a priori plus faible que la dose théorique calculée plus haut.

³² Comme l'a démontré la CRIIRAD en 1996-1997 -par une campagne de mesure effectuée en collaboration avec André PARIS sur l'ensemble de l'Arc Alpin (de la France à l'Autriche) -il existe en altitude (en général au-delà de 1 500 mètres), des secteurs où s'est opérée une très forte reconcentration locale du césium déposé initialement sur une grande surface. Sur ces points d'accumulation l'irradiation ajoutée par le césium 137 conduit à une exposition externe non négligeable. Bivouaquer pendant 2 semaines sur les points les plus actifs pourrait même conduire à des doses inacceptables c'est-à-dire supérieures à 1 000 microsievverts par an. Le laboratoire de la CRIIRAD a mesuré en effet, dans la région du Restefond, dans le Mercantour, en octobre 1997, sur un point d'accumulation (255 000 Bq/kg en césium 137), un débit de dose au contact du sol de 8,4 microsievverts par heure (déduction faite de la radioactivité naturelle). Un touriste qui placerait son sac de couchage sur cet emplacement recevrait donc en une nuit une dose de 67 microsievverts. Si l'on imagine un campement durant 15 jours, l'exposition totale pourrait dépasser 1 000 microsievverts. Cette valeur a été retenue par la réglementation française et européenne comme limite maximale pour l'exposition générée par l'ensemble des activités industrielles.

La décontamination de l'ensemble de l'Arc Alpin est impossible, mais la CRIIRAD recommande un contrôle systématique des lieux fréquentés par le public (aires de pique-nique, parkings, etc) et que des conseils soient donnés aux professionnels ou aux personnes amenées à une forte fréquentation de ces secteurs.

³³ Cette fiche est toujours disponible à la CRIIRAD.