

Objet : Note Scientifique CRIIRAD / Version N°2 du 23 avril 2001

Rédacteur : Bruno Chareyron, responsable du laboratoire de la CRIIRAD

1 / Evaluations des retombées de Tchernobyl effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD avant 1993

En collaboration avec diverses associations et collectivités, en particulier les Conseils Régionaux d'Alsace et du Nord Pas-de-Calais, le laboratoire de la CRIIRAD a effectué, de 1987 à 1992, 152 carottages de sols en divers points du territoire Français afin d'évaluer et de cartographier les quantités de césium 137 déposées par le nuage de Tchernobyl.

Afin de reconstituer, plusieurs années après l'accident, l'intensité des dépôts au sol, un protocole précis avait été établi pour la sélection des sites, la réalisation des carottages et la discrimination du césium 137 de Tchernobyl et du césium 137 militaire déjà présent dans les sols français.

Le lieu exact d'échantillonnage avait été retenu sur la base de l'observation du terrain (choix d'un site plan, non perturbé par l'homme, non pâturé, peu soumis au ruissellement) sans que soient réalisées des mesures par spectrométrie de terrain. En chaque station, 3 carottages avaient été effectués sur une profondeur de 40 à 50 centimètres, aux trois sommets d'un triangle de 1 mètre de côté.

L'activité surfacique en césium 137 dans les sols avait été déterminée grâce à l'analyse par spectrométrie gamma germanium type N des strates de sol prélevées par tranches de 5 cm (10 cm dans certains cas).

Dans la mesure où le césium 134 était encore mesurable à cette époque dans de nombreux échantillons, il avait été possible de déterminer la part de césium 137 imputable aux retombées de l'accident nucléaire de Tchernobyl en 1986 à partir du ratio Cs 137 / Cs 134 qui était égal à 2 dans le nuage contaminant.

Ces mesures avaient permis d'établir :

1 / que la contamination en césium 137 antérieure à l'accident de Tchernobyl était en mai 1986 de l'ordre de 5 000 Bq/m² en moyenne,

2 / que l'intensité de dépôt en césium 137 dû à Tchernobyl était dans l'est de la France, très souvent supérieure à 2 600 Bq/m². Par conséquent le dépôt d'iode 131 devait être supérieur à 13 000 Bq/m², dans la mesure où l'activité de l'iode 131 dans le nuage était au moins 5 fois supérieure à celle du césium 137. Au vu des critères de radioprotection du NRPB (organisme de radioprotection anglais) une telle contamination pouvait conduire à un dépassement de la dose limite à la thyroïde (50 milliSieverts par an) pour les enfants d'un an et aurait dû conduire au retrait de certains produits frais dont les laitages,

3 / que l'intensité de dépôt en césium 137 dû à Tchernobyl était en de nombreux départements de l'est de la France supérieure à 10 000 Bq/m² (valeur considérée par les instances européennes comme significative des zones les plus contaminées de l'Europe de l'Ouest) et en de nombreux sites supérieure à 30 000 Bq/m² (Alsace, Jura, Alpes, Corse). Les valeurs supérieures sont du même ordre de grandeur que les moyennes des zones situées à une centaine de kilomètres du réacteur de Tchernobyl (la carte de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique commence à 1Ci/km² en césium 137 soit 37 000 Bq/m²).

2 / Cartographie de la contamination en césium 137 des sols réalisée par André PARIS, chercheur indépendant de 1999 à 2000

A partir de l'été 1999, André PARIS, chercheur indépendant, adhérent de la CRIIRAD, a entrepris de réaliser une cartographie des dépôts résiduels de césium 137 sur le **territoire Français et une partie de l'Europe** à partir de mesures de terrain au moyen d'un spectromètre portable. Sa méthodologie est exposée aux chapitres précédents.

L'utilisation d'un spectromètre de terrain présente plusieurs avantages :

- ◆ Il est possible de vérifier l'homogénéité de la contamination sur place en quelques minutes, afin de sélectionner en connaissance de cause les secteurs représentatifs,
- ◆ La méthode est simple et ne nécessite pas les traitements lourds qu'imposent le carottage de sol, le conditionnement en laboratoire et les analyses en laboratoire.

Par contre, du point de vue métrologique, la conversion du signal brut relevé sur le spectromètre portable en une activité surfacique en Bq/m² nécessite certaines précautions.

2 -1 / Vérification de la représentativité des mesures de terrain

Conversion des coups par seconde en becquerels par mètres carrés

Le césium 137 présent dans le sol émet¹ en se désintégrant des rayonnements X de 32 et 36 keV (avec une faible probabilité d'émission) et un rayonnement gamma de 661,6 keV, avec une probabilité d'émission de 85,2 %. Cela signifie que si un sol recèle une contamination surfacique de 1 000 Bq/m² en césium 137, 1 000 atomes de césium 137 se désintègrent chaque seconde à l'intérieur de chaque mètre carré de sol, et 852 rayonnements gamma de 661 keV sont émis.

Ce rayonnement gamma est une onde électromagnétique que l'on pourrait assimiler à un rayon lumineux intense mais invisible à l'œil. La lumière visible est constituée d'ondes électromagnétiques dont l'énergie typique est de l'ordre de quelques eV. Un seul rayonnement gamma de 661 keV transporte donc 100 000 fois plus d'énergie. Un tel rayonnement gamma peut traverser plusieurs centimètres de matière dense (le sol) et plusieurs mètres dans l'air. Les rayonnements gamma de 661 keV pourront 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.

Selon la profondeur à laquelle sont situés les atomes de césium 137 qui se désintègrent dans le sol, et selon la densité des couches de sol qu'ils auront à traverser pour rejoindre la surface du terrain, les rayonnements perdront plus ou moins d'énergie et seule une fraction de ces rayonnements atteindra la surface avec une énergie de 661 keV. Le nombre de rayonnements gamma de 661 keV qui émanent du sol peut donc renseigner sur l'activité surfacique du sol, c'est-à-dire sur le nombre de becquerels de césium 137 par mètre carré de sol à condition d'effectuer une calibration du spectromètre de terrain. Il s'agit de déterminer le facteur multiplicatif 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), et le nombre de becquerels de césium 137 contenus dans 1 mètre carré de ce sol (Bq/m²).

¹ Table of radioactive isotopes / Browne et Firestone / 1986

André Paris a déterminé son facteur de calibration à partir de mesures effectuées sur des sols Alpains préalablement analysés au laboratoire de la CRIIRAD (facteur de l'ordre de 1 161Bq/m² par coup par seconde pour le pic à 661 keV du césium 137).

Intercomparaison : mesures de terrain / mesures en laboratoire : protocole de travail

Afin de vérifier la pertinence de ce facteur de calibration et sa variabilité des tests conjoints ont été organisés. Pour ce faire, Christian Courbon, responsable des interventions de terrain à la CRIIRAD depuis 1987 et André Paris ont effectué quelques campagnes de mesure en commun au cours du troisième trimestre de l'année 2000, dans les Vosges, et la région de Digne et Sisteron (septembre), le Vercors (octobre) et en Alsace (décembre). Au total 14 stations ont fait l'objet de mesures, 8 ont permis d'étudier l'influence de la nature des sols (forestier, pâturé, cultivé, etc...), et 6 ont été retenues pour l'intercomparaison car elles correspondent à des types d'environnement représentatifs des stations choisies par André Paris pour la réalisation de sa cartographie globale.

En chacune de ces 6 stations (voir tableau en annexe) :

1. André Paris a vérifié en préalable, au moyen du spectromètre portable l'homogénéité de la contamination en césium 137. Cette homogénéité testée sur plusieurs mètres carrés est de l'ordre de 5 à 14 %.
2. Christian Courbon a réalisé un carottage en 3 points sur une profondeur maximale comprise entre 20 cm (pelouses d'altitude) et 50 centimètres (cas d'un des sols forestiers) selon le protocole mis en œuvre par le laboratoire de la CRIIRAD depuis 1987. Cette méthode permet de garantir que l'essentiel du césium 137 retenu dans le sol est prélevé². Chaque carotte a été prélevée par strates de 10 cm d'épaisseur et dans la mesure du possible les 10 premiers centimètres de chaque carotte ont été échantillonnés avec un pas plus fin de 5 centimètres d'épaisseur.

Les carottes de sol ont été traitées³ et conditionnées au laboratoire de la CRIIRAD en géométrie calibrée de type Marinelli (strates de 10 centimètres d'épaisseur) ou B250 (certaines strates de 5 centimètres d'épaisseur) et 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 mars 2001 ont duré de 10 000 à 250 000 secondes (30 000 secondes en moyenne). Le laboratoire de la CRIIRAD est agréé par le ministère de la santé pour la mesure de la radioactivité dans l'environnement et les denrées alimentaires. L'intercomparaison de 1998 organisée par l'OPRI a montré que l'évaluation du césium 137 par le laboratoire de la CRIIRAD était égale à la valeur de référence à 4 % près.

Les spectres ont été dépouillés en mode manuel sur toute la gamme d'énergie (20 keV à 2 MeV).

Au total 21 échantillons de sol correspondant aux 6 carottes ont été analysés. Le césium 137 a été détecté systématiquement avec une activité massique comprise entre 1,47 Bq/kg sec (strate 40-50 cm de la carotte de sol forestier du col des Bagenelles dans les Vosges) et 616 Bq/kg sec (strate 0-5 cm de la carotte de sol forestier à Vassieux en Vercors). 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 césium 137 dépasse 10 Bq/Kg sec, c'est-à-dire pour les strates de surface, et peut atteindre 34 % pour les strates profondes.

² En effet pour le seul carottage dont l'épaisseur de sol excédait 50 centimètres, la strate 40-50 centimètres ne retenait que 2 % du césium 137 total de la carotte. On peut donc conclure que la proportion de césium 137 située au delà de 50 centimètres est négligeable.

³ Enlèvement des gros cailloux, racines, etc..., dessiccation en étuve, broyage de l'échantillon sec, homogénéisation et prélèvement d'une fraction aliquote pour le conditionnement en géométrie standard de comptage.

Intercomparaison : mesures de terrain / mesures en laboratoire : résultats et conclusion

A partir de l'activité massique en césium 137 de chaque state, il a été possible de calculer l'activité surfacique totale correspondant à la carotte (voir tableau T1 en annexe). Cette activité surfacique, exprimée à la date de prélèvement est comprise 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.

Le facteur de calibration obtenu par interpolation linéaire de la courbe représentant l'activité surfacique en césium 137 mesurée sur la carotte au laboratoire de la CRIIRAD et la mesure de terrain est de 1 009. Cette valeur est tout à fait compatible, aux marges d'incertitudes près, avec la valeur de 1 161 retenue par André PARIS.

Le facteur de calibration moyen entre les résultats en laboratoire et les mesures de terrain est compris entre 874 et 1 337 Bq/m² par coup par seconde, avec une moyenne de 1 064 et un écart-type de 18 %. Cela signifie que l'utilisation du facteur 1 161 retenu pour la cartographie de terrain conduit dans certains cas à sous-estimer de 13 %, et dans d'autres à surestimer de 33 % l'activité surfacique par rapport à la mesure en laboratoire. Ces écarts sont faibles si l'on tient compte par ailleurs des marges d'incertitudes intrinsèques de chaque méthode.

Cette très faible dépendance du facteur de calibration avec les conditions de terrain provient du fait que les sols retenus pour la cartographie sont des sols non remaniés pour lesquels la majorité du césium 137 est située en surface. Les 10 premiers centimètres de la carotte retiennent de 70 à 91 % de l'activité totale (83 % en moyenne sur les 6 stations).

Dans le cas de sols remaniés où le césium 137 serait réparti plus en profondeur l'utilisation du facteur de calibration moyen conduirait très probablement à sous estimer l'activité surfacique réelle. Ceci a pu être vérifié à Vassieux en Vercors. Sur ce site en effet 5 stations situées à quelques dizaines de mètres de distance ont été étudiées.

- ◆ Pour les 2 stations a priori non remaniées retenues pour la cartographie (sol forestier et pelouse naturelle), l'activité surfacique en césium 137 mesurée au laboratoire de la CRIIRAD est de 23 400 et 20 200 Bq/m² respectivement, avec de 70 à 85 % du césium 137 situé dans les 10 premiers centimètres de la carotte. Dans ces 2 cas, la mesure de terrain surestime de 33 et 26 % respectivement l'activité surfacique.
- ◆ Dans la prairie naturelle voisine, l'activité surfacique en césium 137 mesurée au laboratoire est de 18 000 Bq/m², avec 83 % du césium 137 situé dans les 10 premiers centimètres de la carotte. La mesure de terrain surestime de 10 % l'activité surfacique.
- ◆ Pour les 2 stations fortement remaniées qui ne seraient pas retenues pour la cartographie (prairie artificielle fauchée et champ de céréales), l'activité surfacique en césium 137 mesurée au laboratoire est de 19 500 et 18 000 Bq/m² respectivement, avec de 66 à 53 % du césium 137 situé dans les 10 premiers centimètres de la carotte. Dans ces 2 cas, la mesure de terrain sous-estime d'un peu plus de 50 % l'activité surfacique.

Dans le cas du col des Bagenelles dans les Vosges outre le site forestier retenu pour la cartographie, des mesures ont été effectuées sur un sol de pelouse voisin. L'activité surfacique en césium 137 mesurée au laboratoire est de 16 000 et 16 300 Bq/m² respectivement, avec de 87 à 78 % du césium 137 situé dans les

10 premiers centimètres de la carotte. La mesure de terrain sous-estime l'activité du césium 137 de 4% pour le sol forestier et de près de 40 % pour le sol de pelouse. Cet écart est probablement dû au fait que le sol forestier est moins dense que le sol de pelouse, et que le césium 137 est réparti plus en surface dans le sol forestier (la fraction du césium 137 piégée dans les 5 premiers centimètres représente 66 % pour le sol forestier contre seulement 38 % pour le sol de pelouse).

Ces deux exemples montrent que la spectrométrie de terrain pourrait conduire à sous-estimer de plus de 50 % l'activité surfacique du césium 137 si elle était utilisée sur des sols fortement remaniés (prairie pâturée, champ cultivé). Cette situation ne s'applique pas à la présente cartographie pour laquelle les stations de mesure ont été soigneusement choisies afin de garantir au mieux la conservation de la contamination. Dans certains cas cependant, même pour des sols présentant plus de 70 % de la contamination dans les 10 premiers centimètres une sous-estimation de 40 à 50 % a pu être constatée.

L'utilisation conjointe d'un spectromètre de terrain (pour le choix des sites d'échantillonnage et l'évaluation de la contamination surfacique en césium 137), et de mesures en laboratoire pour la vérification du facteur de calibration, a permis d'obtenir une cartographie avec une excellente représentativité et une précision correcte des mesures.

Il n'était évidemment pas possible de coupler les 2 méthodes sur des centaines de stations. Les tests comparatifs effectués sur 6 stations de référence montrent que l'utilisation du spectromètre de terrain avec un facteur de calibration moyen permet une évaluation de l'activité surfacique en césium 137 avec une incertitude qui reste inférieure à 30 % dans la majorité des cas. Dans certains cas particuliers, l'incertitude pourrait atteindre environ 50 % dans le sens d'une sous-estimation.

2-2 / Intérêt et limites de la cartographie de 1999 –2000

La présente cartographie constitue à notre connaissance le travail de terrain le plus vaste effectué à ce jour en France pour reconstituer l'intensité des retombées au sol de l'accident de Tchernobyl.

Il s'agit d'un travail actualisé qui montre la persistance de la contamination et son omniprésence 14-15 ans après l'accident de Tchernobyl. Lorsque l'on consulte ces cartes il faut garder à l'esprit que les niveaux de contamination en césium 137 reportés sont mesurés en 1999 – 2000. En mai 1986 ils étaient plus importants pour 2 raisons :

1. la radioactivité du césium 137 diminue de moitié tous les 30 ans (période physique égale à 30 ans). Les mesures de terrain ayant été effectuées entre mi-99 et fin d'année 2000, il s'est écoulé environ 14 ans depuis l'accident, et l'activité déposée a perdu 30 % de sa valeur initiale. Il faut donc multiplier les valeurs de 1999-2000 par un facteur proche de 1,4 pour recalculer l'activité initiale en 1986.
2. outre la décroissance physique du césium 137 identique en tous points, localement la disparition du césium 137 depuis 1986 peut être accélérée par de très nombreux mécanismes. La cartographie a été réalisée en des stations choisies pour garantir a priori une bonne conservation de la contamination. C'est-à-dire des stations non soumises à un ruissellement intense, non remaniées par l'homme, non pâturées et non cultivées. Malgré cela d'autres mécanismes naturels peuvent entraîner le déplacement 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 du sol. A titre indicatif, la perte moyenne de césium 137 entre

1990-1991 et 1998, évaluée⁴ par le laboratoire de la CRIIRAD sur un nombre significatif de sites en France est de l'ordre de 30 % environ et pouvait atteindre 95 %.

Les niveaux de césium 137 mesurés 14-15 ans après l'accident sur des sols retenus pour la présente cartographie – sols permettant a priori une bonne conservation de la contamination - sont donc probablement 2 fois plus faibles qu'en 1986 (- 30 % par décroissance physique systématique et – 30 % en moyenne par transfert).

Cet écart sera plus important dans le cas de sols cultivés ou pâturés. Les mesures réalisées par la CRIIRAD sur 5 types de sols différents à Vassieux dans le Vercors (cf ci-dessus) ont montré que l'activité dans un champ cultivé est inférieure de 20 % à l'activité moyenne des sols présentant a priori de meilleures conditions de conservation (sol forestier et pelouse naturelle proches). Sur des sols présentant de faibles capacités de conservation (Corse par exemple) des écarts d'un facteur 5 sont observés⁵.

En consultant cette carte il faut se souvenir également que les valeurs publiées correspondent pour un secteur donné à la contamination moyenne de sols présentant de bonnes conditions de conservation.

A quelques dizaines de mètres peuvent être mesurées parfois des valeurs :

- ◆ significativement plus faibles (-20 % à Vassieux sur le terrain cultivé par rapport au terrain naturel), ou au contraire
- ◆ nettement plus élevées en des points spécifiques d'accumulation (tous secteurs : au pied des Hêtres, en milieu Alpin : sur les zones de passage préférentiel des eaux de fonte de la neige, etc.).

Ces phénomènes sont décrits dans le texte accompagnant les cartes mais ne figurent jamais sur les cartes elles-mêmes.

2-3 / Complémentarité avec les mesures CRIIRAD antérieures à 1992

La cartographie 1999-2000 est très complémentaire de celle établie antérieurement par la CRIIRAD. Les mesures effectuées par la CRIIRAD sur 152 carottages de 1987 à 1992, avaient permis en effet de restituer la part de contamination imputable à Tchernobyl, du fait de la détection de l'isotope 134 du césium. Ceci n'est plus possible aujourd'hui du fait de sa disparition⁶. Le césium 137 détecté dans les sols peut provenir en effet des retombées de Tchernobyl en mai 1986 et des retombées des essais militaires atmosphériques des années 50-60 (et localement des rejets chroniques ou incidentels des installations nucléaires).

La cartographie 1999-2000 donne une vision légèrement déformée de la situation de 1986 compte tenu de la décroissance physique du césium 137 et des transferts liés au type de sol et à son utilisation. Mais cette diminution étant relativement homogène d'un point à un autre, la contamination relative d'une portion du territoire par rapport à une autre est restituée a priori fidèlement.

⁴ Ces résultats sont extraits de plusieurs types de campagnes dont une étude en cours de finalisation qui sera publiée dans quelques mois par le Conseil Régional d'Alsace. Des résultats comparables ont été observés en d'autres lieux. Dans le 04 à Mison au Nord de Sisteron le carottage réalisé par la CRIIRAD en avril 1988 donnait une activité totale en césium 137 de 31 080 Bq/m² (dont 24 060 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 13 600 à 17 000 Bq/m². Cela représente une diminution proche d'un facteur 2 (- 45 %). La décroissance physique du césium 137, n'explique pas tout. Environ 20 % de diminution est dû à un autre phénomène

⁵ En Corse à Ghisonaccia, le carottage réalisé par la CRIIRAD en juillet 1988 donnait une activité totale en césium 137 de 37 320 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 %.

⁶ Les analyses au laboratoire de la CRIIRAD des 6 carottes de référence prélevées au cours du dernier trimestre 2000, ont montré, en dehors du césium 137, la présence d'un seul autre radionucléide artificiel émetteur gamma. Il s'agit du césium 134 qui a été détecté dans les strates de surface de 5 des 6 carottes étudiées avec des valeurs comprises entre 0,38 et 3,45 Bq/kg sec. Le faible niveau de ces valeurs et le fait que le césium 134 ne soit détecté qu'en surface ne permettent plus de déterminer la proportion de césium 137 imputable à Tchernobyl.

Cette cartographie confirme les résultats de la carte antérieure de la CRIIRAD 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.

Cette cartographie actuelle 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 réaliser une présentation en continu des niveaux de contamination résiduelle du sol. Dans l'ouest les stations de mesure sont plus espacées, sans nuire à la représentativité compte tenu du caractère plus faible et plus homogène des niveaux de contamination.

La cartographie 1999-2000 permet par ailleurs une comparaison avec d'autres pays Européens. On remarquera que l'Italie et l'Autriche sont en certains secteurs plus contaminées que la France, mais aussi que **de vastes portions à l'est du territoire Français - situées pourtant à 2 000 km de Tchernobyl - sont plus touchées que les secteurs étudiés de Hongrie ou de Slovaquie. Ce constat qui souligne l'amplitude de la catastrophe en terme de dispersion de la contamination est à mettre en perspective avec le texte du communiqué publié le 6 mai 1986 par le ministère de l'Agriculture : « Le territoire français, en raison de son éloignement , a été totalement épargné par les retombées de radionucléides consécutives à l'accident de Tchernobyl ».**

Les radionucléides qui ont disparu depuis 1986

Lorsque l'on consulte les cartes de contamination en césium 137 réalisées en 1999-2000, il faut se souvenir que d'autres radionucléides sont retombés sur le territoire Français en mai 1986 (iode 131, césium 134, ruthénium-rhodium 106, zirconium-niobium 95, baryum 140, etc.). Ces radionucléides ont totalement ou presque totalement disparu aujourd'hui du fait de leur période physique courte (2 ans pour le césium 134) ou très courte (8 jours pour l'iode 131).

Ainsi lorsque l'on mesure aujourd'hui sur un site 4 000 Bq/m² en césium 137 (cas de vastes parties de l'Est de la France), on peut affirmer qu'en mai 1986, il y avait en réalité en moyenne 5 600 Bq/m² (correction de la décroissance physique du césium 137) et plus probablement 8 000 Bq/m² (si l'on tient compte de la disparition par transfert).

En considérant que le césium 137 d'origine militaire représentait en moyenne 5 000 Bq/m² en 1986, il est possible d'estimer à 3 000 Bq/m² le dépôt de césium 137 imputable à Tchernobyl sur un total de 8 000 Bq/m². Sur la base d'un rapport isotopique égal à 5 entre l'iode 131 et le césium 137 dans le nuage de Tchernobyl, on peut estimer à 15 000 Bq/m² le dépôt d'iode 131 en mai 1986 pour 3 000 Bq/m² de césium 137. Le NRPB (organisme officiel de radioprotection anglais) considère qu'à partir de 13 000 Bq/m² en iode 131 la commercialisation du lait frais doit être interdite afin de garantir que les enfants d'un an ne subissent pas de doses à la thyroïde supérieures à 50 milliSievert (à noter que la limite de dose à l'organe en vigueur en France en 1986 était de 15 milliSievert).

Il est donc raisonnable de considérer que sur les cartes 1999-2000, les portions du territoire Français qui présentent une contamination en césium 137 supérieure à 4 000 Bq/m² auraient dû faire l'objet, en 1986, de mesures de protection spécifique en particulier du fait du niveau des retombées en iode 131. Dans certains secteurs, les critères d'intervention peuvent être abaissés en dessous de ce seuil. C'est le cas :

- ◆ des terrains à faible pouvoir de conservation (cas de la Corse),
- ◆ des secteurs où les retombées de césium 137 d'origine militaire étaient inférieures à 5 000 Bq/m²,
- ◆ des situations où le dépôt d'iode 131 était supérieur à 5 fois le dépôt en césium 137 (on trouve dans la littérature scientifique des facteurs égaux à 10 et même supérieurs).

A titre d'exemple, considérons un sol de Corse à faible pouvoir de rétention (perte d'un facteur 5 entre 1986 et 2000 au lieu du facteur moyen de 2). Si l'on mesure aujourd'hui 1 000 Bq/m² de césium 137, cela correspond à une contamination totale en césium 137 de 5 000 Bq/m² en 1986. En supposant qu'en ce site la contamination résiduelle par les retombées militaires antérieures ait été en 1986 de 3 000 Bq/m² (au lieu de la moyenne de 5 000 Bq/m²), le césium 137 imputable à Tchernobyl en 1986 serait de 2 000 Bq/m². En supposant un ratio du dépôt d'iode 131 sur le dépôt de césium 137 égal à 10 (au lieu de 5 retenu pour le calcul moyen), on peut évaluer le dépôt en iode 131 à 20 000 Bq/m², soit une valeur supérieure au critère d'intervention de 13 000 Bq/m² fixé par le NRPB.

La désinformation des services officiels

Les organismes officiels chargés de la protection radiologique des citoyens français à l'époque ont menti sur l'intensité de la contamination. La désinformation se poursuit encore. Ainsi pour la région PACA, le prélèvement réalisé par le SCPRI à l'époque et censé donner une valeur représentative de toute la région (du Mercantour, secteur le plus touché de France, aux Bouches-du-Rhône, plutôt « épargnées ») a été réalisé à Nice. Dans les tableaux d'analyse du SCPRI le résultat du prélèvement effectué le 1^{er} juillet 1986 donne 1 300 Bq/m² en césium 134 et 3 000 Bq/m² en césium 137. Sur la carte SCPRI, la « moyenne » régionale en césium 137 passe de 3 000 à 2 000 Bq/m², soit une réduction de 33 %. Les mesures réalisées par la CRIIRAD avant 1992 sur la région PACA, donnaient sur 9 sites une moyenne de 15 000 Bq/m² et un maximum de 31 800 Bq/m² à Mélan dans les Alpes de Haute-Provence. La cartographie 1999-2000 montre dans la région de Sisteron des valeurs de l'ordre de 39 000 Bq/m².

Lors de la réalisation de son ouvrage de synthèse sur les retombées de Tchernobyl en 1999, l'IPSN a reproduit la carte SCPRI / OPRI (« *activités surfaciques en césium 137 des surfaces agricoles en France en mai 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl* »). Sur cette carte figure toujours pour la région PACA la valeur de 2 000 Bq/m² pour le césium 137.