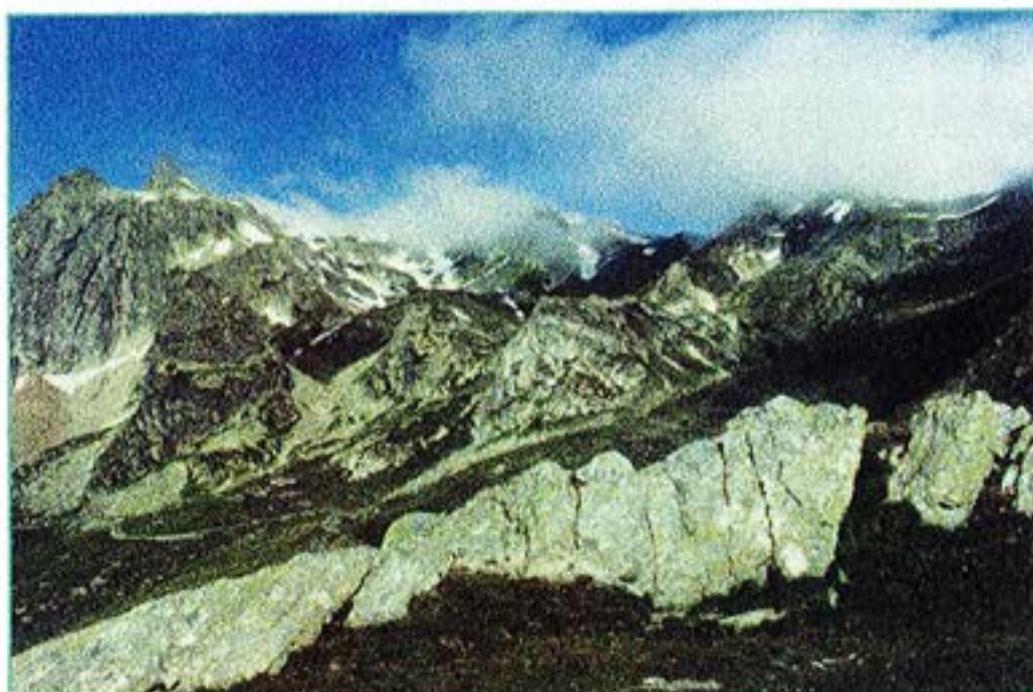


CONTAMINATION RADIOACTIVE DE L'ARC ALPIN

**Étude effectuée par le laboratoire de la CRII-RAD
sur les fonds propres de l'association**



Le Grand Saint Bernard (versant italien).

Prélèvements : été 1996 ; été 1997

Analyses : août 1996 - avril 1998

Rapport d'étude : mai 1998

Référence : CC/L/98/0528

Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité
CRII-RAD - 471 avenue Victor Hugo - 26000 VALENCE - FRANCE
Tel. 00 33 04 75 41 82 50 - Fax 00 33 04 75 81 26 48 - E-mail cii.rad@wanadoo

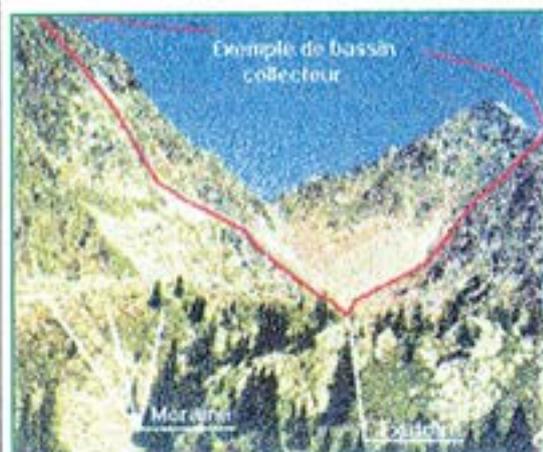


Photo 1 : Exemple de système collecteur

La morphologie de ces terrains expliquerait la découverte de concentrations élevées de ^{137}Cs dans le sol : Isola 2000 avec 314 000 Bq/kg, vallon du Cavalet avec 39 000 Bq/kg,

L'existence de taches de faibles dimensions (quelques dm^2) où des concentrations élevées de ^{137}Cs dans les sols ont été découvertes s'explique vraisemblablement par un phénomène de collecte sur une grande surface, un cirque glaciaire par exemple, suivie d'une rétention des radionucléides en un point unique à l'exutoire de ce bassin versant. Cela demande, pour être complètement élucidé, des études scientifiques plus détaillées.

Ces lieux étant de faible surface, situés hors des passages fréquentés (sentiers, chemins...), on peut penser que les risques d'irradiation sont extrêmement faibles. Un promeneur qui resterait deux heures au point le plus actif (Isola 2000), pour prendre un repas par exemple, intégrerait une dose de 0,005 mSv ; à titre de comparaison, la dose moyenne due à la radioactivité naturelle en France est de l'ordre de 2 mSv par an.

Photo n° 1

Massif des Écrins, Les Rougnous de Propic (commune d'Orcières).

Les taches de contamination mesurées sur ce plateau démontrent l'existence de points chauds en dehors des convergences d'écoulement. La teneur en césium 137 de l'échantillon de sol visible au premier plan s'élève à 66 000 Bq/kg sec.



RÉSULTATS DE L'ÉTUDE CRII-RAD

1. Pourquoi une étude sur les Alpes

A. La publication de l'IPSN

En juillet 1996, la CRII-RAD prend connaissance du contenu d'un rapport de l'IPSN ⁽¹⁾ sur l'impact des retombées de Tchernobyl dans le haut bassin du Var ⁽²⁾. Les zones étudiées sont localisées dans le massif du Mercantour : col de la Salèze, vallon du Cavalet, Isola 2000, cols de la Cayolle et de la Bonnette.

Est notamment publié le résultat de 11 analyses de sols de montagne (mats de prairie) prélevés à des altitudes comprises entre 1 500 et 2 260 m. Les contrôles sont échelonnés sur une dizaine d'années : 4 en 1986 ; 3 en 1987 ; 1 en 1992 ; 3 en 1995. Les taux de césium 137 varient de 471 à 2 126 Bq/kg sec ⁽³⁾ — à l'exception de deux échantillons de sol, prélevés dans la zone d'Isola 2 000, l'un en octobre 1992, l'autre en juillet 1995, et dont les contaminations sont nettement plus élevées, respectivement **55 800 et 314 000 Bq/kg sec.**

Dans un encadré — reproduit ci-contre — l'IPSN explique cette dernière valeur comme la résultante de deux mécanismes successifs : la collecte des radionucléides sur une grande surface puis leur rétention "*en un point unique*", à l'exutoire du bassin versant. Il s'agit donc d'un phénomène particulier et surtout très localisé que l'IPSN décrit comme "*de faible surface*", "*situé hors des lieux fréquentés*" et associé à des "*risques d'irradiation extrêmement faibles*".

B. La nécessité d'investigations complémentaires

Il est normal de trouver du césium 137 dans les sols français. Où que l'on prélève, les sols présentent une contamination en césium dont l'origine est double :

- les retombées des essais nucléaires militaires : il s'agit des bombes A et H que les grandes puissances — États-Unis, Union-Soviétique, Royaume-Uni, France et Chine — ont fait exploser dans l'atmosphère entre 1945 et 1981, date du dernier tir chinois.
- les retombées liées au passage du "nuage" radioactif libéré par l'explosion du réacteur numéro 4 de Tchernobyl le 26 avril 1986.

De 1987 à 1992, le laboratoire de la CRII-RAD a entrepris un important travail d'évaluation des retombées de Tchernobyl. Sur la base de plus d'un millier d'analyses de sol et du contrôle de 152 sites, il a pu établir une cartographie des dépôts et identifier, grâce au recensement et à l'analyse des données de pluviométrie du début mai 1986, les régions françaises les plus contaminées. Ce travail a permis de démontrer que le territoire français avait effectivement été contaminé et que les dépôts maximums n'étaient pas de 5 400 Bq/m², comme l'avaient annoncé les services officiels français. De nombreux secteurs ont en effet reçu des dépôts de césium 137 supérieurs à 10 000 Bq/m² et, sur certains sites, les activités surfaciques dépassent 30 000 Bq/m² ⁽⁴⁾. Ce travail a également permis de caractériser la contamination massive moyenne de la couche superficielle des sols, hors zones de montagne. Très schématiquement, deux grandes zones peuvent être distinguées, avec des activités de césium 137 atteignant :

- de l'ordre de quelques becquerels par kilo sec de sol (Bq/kg) — et jusqu'à quelques dizaines de Bq/kg — dans une large moitié ouest de la France. La contamination est en grande partie imputable aux retombées des essais militaires. En effet, si le nuage venu de Tchernobyl a bien recouvert, le 1er mai 86, l'ensemble du territoire, il a aussitôt reflué vers l'Est. Des Pyrénées-

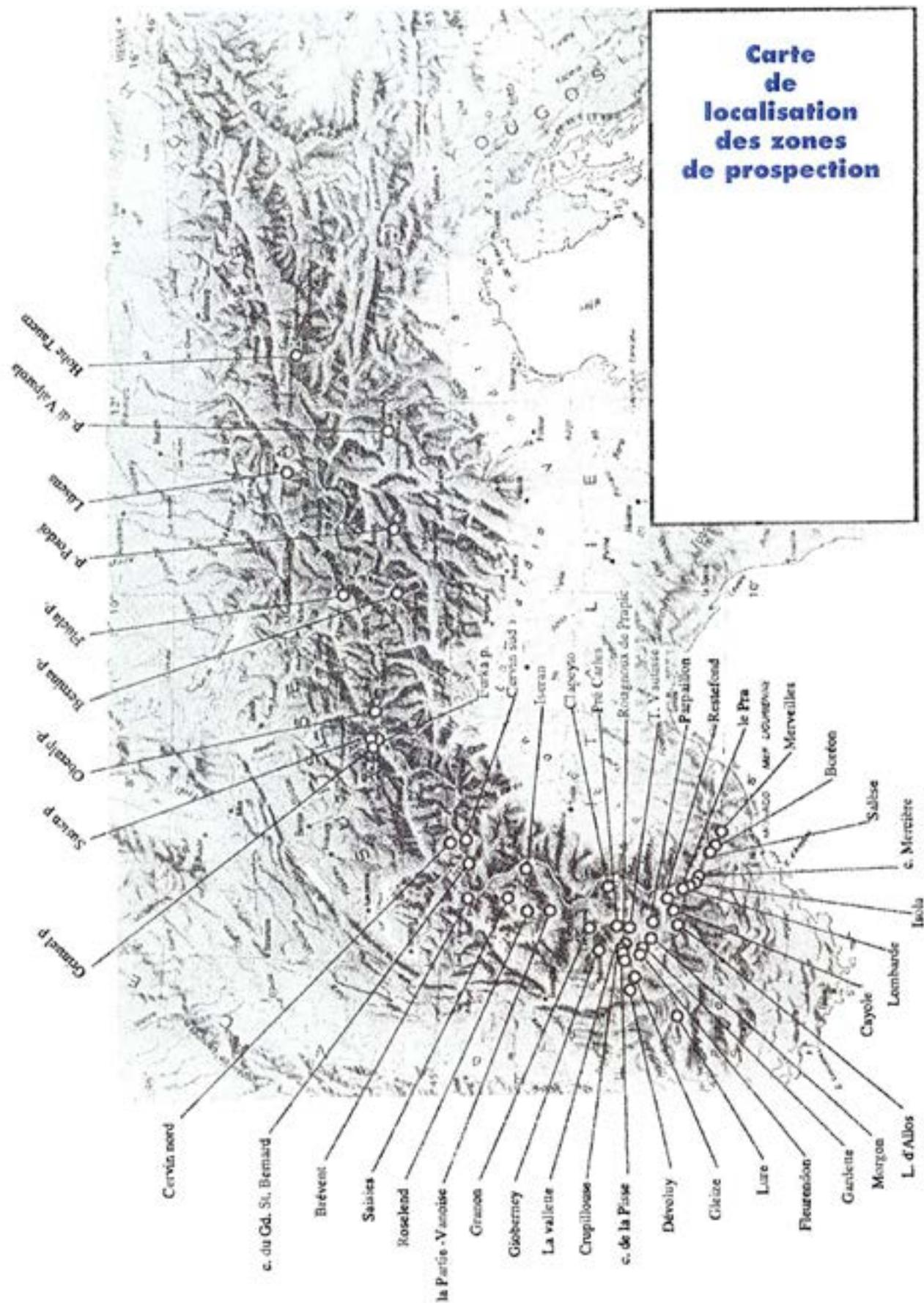
(1) Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire

(2) Note sur les valeurs de radioactivité mesurées dans le haut bassin du Var — Maubert et al. Rapport SERE 96/014 (P) — juin 96.

(3) Le becquerel (Bq) est l'unité de mesure de la radioactivité : 1 Bq = 1 désintégration par seconde.

(4) Fiche CRII-RAD n°2 : Contamination du territoire français par le nuage de Tchernobyl (cartes et résultats par site) — 20F

Carte de localisation des zones de prospection



Atlantiques à la Bretagne, l'installation d'un anticyclone a fortement limité les dépôts radioactifs. La partie centrale — des Pyrénées-Orientales au Nord-Pas de Calais — a également été relativement préservée du fait d'une pluviosité très faible lors du passage du nuage.

- **de l'ordre de quelques dizaines de Bq/kg** — jusqu'à quelques centaines de Bq/kg — dans les zones les plus touchées par Tchernobyl, c'est-à-dire dans une bande orientale joignant l'Alsace-Lorraine à la région PACA et à la Corse. C'est au-dessus de ces régions que les masses d'air contaminé ont séjourné le plus longtemps et de nombreux secteurs ont enregistré une pluviosité importante qui a considérablement intensifié les dépôts.

On peut donc retenir une activité en césium 137 inférieure à 10 Bq/kg pour les sols les moins exposés, inférieure à 1 000 Bq/kg pour les sols les plus touchés. Mis en perspective avec ces résultats, les chiffres de l'IPSN révèlent :

- un bruit de fond (de 500 à 2 000 Bq/kg) nettement supérieur aux maxima trouvés en plaine
- des pics de contamination très élevés (plus de 50 000 et 300 000 Bq/kg).

Le modèle explicatif proposé — formation de points chauds sur un point unique de rétention — paraissant insuffisamment étayé, la CRII-RAD a décidé de prendre en charge une série d'investigations complémentaires incluant des mesures radiométriques de terrain et des analyses en laboratoire.

2. Les prospections sur le terrain

Le décalage de plusieurs mois entre les dates de prélèvement et de publication, l'étalement des comptages et traitements de spectres, s'expliquent par le fait que cette étude a été gérée sur fonds associatifs, en fonction des disponibilités du laboratoire.

Par ailleurs, le travail effectué sur le terrain n'a pu être réalisé que grâce à la collaboration bénévole de deux adhérents de l'association qui ont mis à disposition leur temps libre et leurs compétences.

A. Repères chronologiques

Compte tenu des conditions d'accès, les investigations sur site ont été effectuées, pour l'essentiel, au cours des mois de juillet, août et septembre des années 1996 et 1997. Les différents sites prospectés sont localisés sur la carte ci-contre.

- **Les campagnes de 1996** ont porté sur la partie sud des Alpes françaises : l'équipe d'intervention a d'abord recherché les sites de prélèvements IPSN dans le secteur d'Isola 2 000. La prospection a ensuite été étendue, d'abord pour comparaison, puis, au vu des résultats obtenus, afin d'apprécier l'extension spatiale du phénomène. Des mesures radiométriques et des prélèvements de sol ont été effectués :

1. dans le centre du Mercantour (département des Alpes-Maritimes) au cours de la dernière semaine de juillet 96 :

- autour d'Isola 2000, dans les secteurs de la Mercière et de la Lombarde ;
- puis, vers le sud-est, dans les secteurs de la vallée des Merveilles et du Boréon ;

2. dans le massif des Écrins (département des Hautes-Alpes) en septembre 1996, de l'Est du massif jusqu'au Dévoluy. Ces premiers contrôles ont permis de démontrer que le phénomène n'était pas localisé à proximité de la frontière italienne, mais pénétrait profondément le territoire français.

- **Les campagnes de 1997** ont étendu les sondages radiométriques aux Alpes françaises du nord ainsi qu'aux Alpes italiennes, autrichiennes et suisses.

- **en France**, les sites prospectés fin juillet 1997 sont situés, pour l'essentiel, dans le département de la Savoie : secteurs de la Vanoise, de l'Iseran et du Roselend.

Photo n°2

Italie, secteur sud du Cervin, août 1997.

L'ictomètre SPP2 mesure 3 000 chocs par seconde au contact du sol.

L'échantillon n°33, prélevé dans le même secteur, à Plan Moison, à 2 730 mètres d'altitude, sur une tache à 3 500 chocs par seconde, présente une teneur en césium 137 supérieure à 100 000 Bq/Kg.

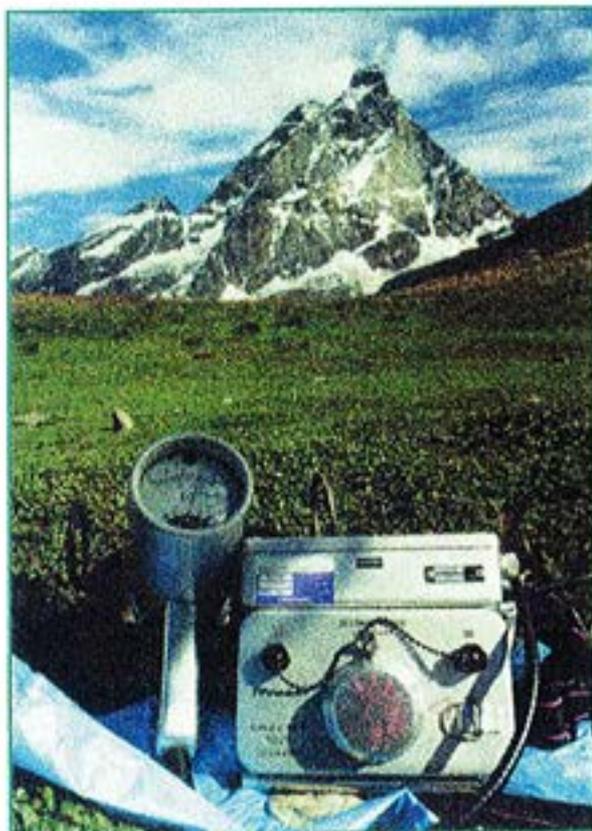


Photo n°3



Mercantour, col de Restefond (commune de Jausiers), à 2 490 mètres d'altitude.

C'est l'un des sites où a été mesurée la valeur radiométrique la plus élevée (10 000 chocs par seconde). À l'emplacement du point chaud, le sol présente un taux de césium 137 qui dépasse 500 000 Bq/kg (échantillon n°13, prélevé en septembre 1997). C'est la contamination maximale mesurée par le laboratoire de la CRII-RAD mais certainement pas le maximum des Alpes étant donné le caractère très exploratoire des prospections.

Des missions de repérage ont également été effectuées à l'étranger durant la première quinzaine du mois d'août 1997 :

- en Suisse, dans les secteurs de la Bernina, du Grimsel et du Cervin ;
- en Italie, dans les secteurs du Saint-Bernard, du Cervin, du Pordoi et du Valparola ;
- en Autriche, dans les secteurs de Lüsens et du Hohe Tauern.

En septembre et octobre 1997, des sondages complémentaires ont été effectués dans la partie nord du Mercantour (département des Alpes-Maritimes et des Alpes de Haute-Provence) — du col de Restefond jusqu'au lac d'Allos.

- Les résultats de la campagne de prélèvement de l'été 96 ont été publiés en **avril 1997**. Ils ont été adressés, par courrier en date du 24 avril 1997, à Mme Lepage, ministre de l'Environnement, et à M. Gaymard, ministre de la Santé, avec copie à M. Masse, alors président de l'OPRI⁽¹⁾.
- L'ensemble du dossier — incluant les prélèvements de 1996 et 1997, soit une quarantaine d'analyses par spectrométrie gamma — a été rendu public début **mai 1998**.

B. Résultats des relevés radiométriques

1. Matériel de mesure

Les relevés de 1996 ont été effectués avec un matériel rudimentaire — un petit compteur geiger (**Quartex**) — de sensibilité cependant suffisante pour effectuer un premier dépistage. À partir de juillet 1997, l'équipe de bénévoles a disposé d'un matériel professionnel plus adapté à la prospection de terrain (**SPP2**).

- Le **Quartex** détecte les particules bêta dont l'énergie est comprise entre 0,35 et 1,2 MeV ainsi que les rayons X et gamma d'énergie comprise entre 0,1 et 1,2 MeV. Les résultats sont exprimés en microRem par heure, assez abusivement car l'appareil n'effectue qu'un comptage en impulsion et non en énergie. Le Quartex a donc été utilisé comme un outil de prédétection et non pour les calculs de dose.
- Le **SPP2** est un scintillomètre à cristal d'iodure de sodium, de marque Saphymo, qui enregistre les impulsions générées par les rayonnements gamma d'énergie supérieure à 30 KeV. Les résultats des mesures de flux de photons gamma sont exprimés en coups par seconde (cps). L'appareil utilisé a subi un contrôle de calibration en usine.

Les mesures de **débit de dose** ont été effectuées par le responsable du laboratoire, en présence d'une équipe de journalistes de France 2, dans les secteurs du col de la Pisse (Écrins), de Restefond et du lac d'Allos (Mercantour) en octobre 1997, à l'aide d'un **dosimètre LB123**, de marque Berthold. Le résultat de ces mesures a été utilisé pour les calculs de dose. Le LB 123 est un compteur proportionnel compensé en énergie. Il donne des mesures de débit de dose exprimées en microGray par heure ($\mu\text{Gy/h}$) avec une linéarité de $\pm 30\%$ sur une gamme d'énergie de 30 KeV à 1,3 MeV. Cet appareil a été étalonné par le CEA de Grenoble en octobre 1997.

2. Résultats

Remarque préalable : les contrôles radiométriques restent très ponctuels à l'échelle des zones parcourues et les secteurs prospectés ne constituent eux-mêmes qu'une partie minime de l'ensemble des massifs. Dans ces conditions, malgré la variété des configurations rencontrées, beaucoup reste à découvrir. Il est ainsi très peu probable que les valeurs mesurées — tant en flux de rayonnement qu'en activité masique — correspondent aux points les plus contaminés des Alpes.

(1) Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants. Organisme public dépendant du ministère de la Santé.

Photo n°4

Mercantour, col de La Pisse, octobre 1997.

Le responsable du laboratoire CRII-RAD effectue des mesures de débit de dose à l'aide d'un radiomètre LB123. Les taches les plus irradiantes ont été repérées au sol (tracé rouge).

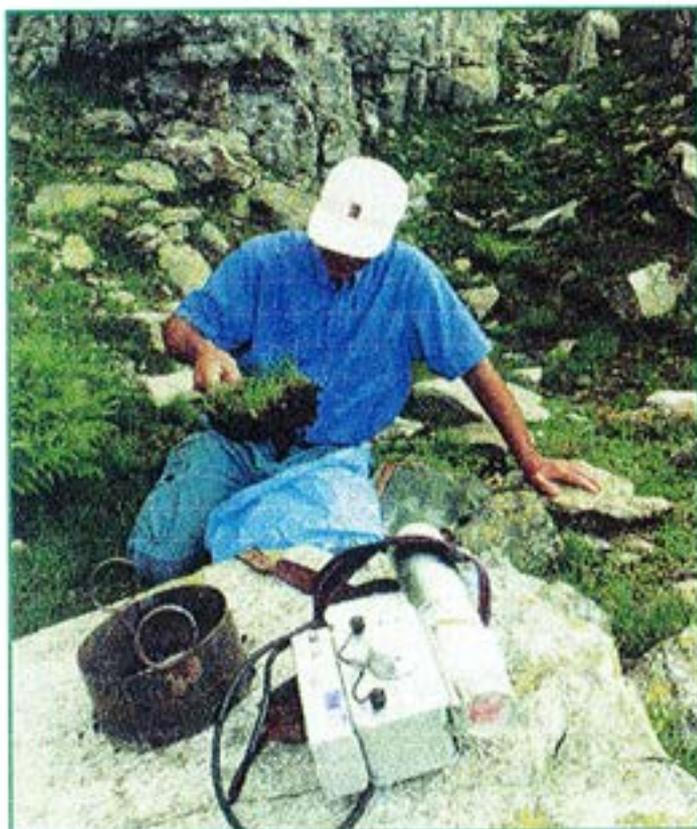


Photo n°5

Savoie, secteur du Brévent, au-dessus de Chamonix.

Dans cette zone, les niveaux radiométriques sont nettement inférieurs aux valeurs mesurées dans le Mercantour ou les Écrins.

Au premier plan, à gauche, la tarière circulaire utilisée pour le prélèvement d'échantillons de sol calibrés. La galette de terre présentée à l'objectif comporte un léger couvert végétal (pelouse d'alpage) et la couche supérieure du sol, associant particules minérales, racines et matière organique décomposée.



Les relevés radiamétriques permettent cependant quelques observations générales :

a. le "bruit de fond" lié à la radioactivité naturelle.

Le rayonnement généré par la radioactivité naturelle est assez facilement identifiable. Il dépend de la nature géologique du substratum. À l'intérieur de chaque ensemble, les variations restent relativement modestes. L'amplitude des variations est sans commune mesure avec celle qu'induisent les accumulations de césium radioactif. Sur de très vastes formations géologiques alpines le bruit de fond naturel s'établit par exemple autour de 50 c/s. Sur ce bruit de fond relativement stable (les variations oscillent entre 40 à 60 c/s), les taches de contamination sont facilement repérables car elles génèrent des flux de photons qui s'élèvent à plusieurs centaines de c/s et peuvent atteindre plusieurs milliers de c/s.

Quelques repères : on mesure autour de 25 c/s sur les formations sédimentaires calcaires, abondantes dans les préalpes ; autour de 75 c/s au-dessus des formations argileuses : les grès type champsaur sont typiquement à 50 c/s avec des inclusions localisées d'argile pouvant atteindre 100 c/s. Les grandes étendues de Flyschs à helminthoïdes donne un flux remarquablement stable, autour de 50 c/s. Les socles produisent des valeurs radiamétriques plus contrastées : niveaux particulièrement faibles au-dessus des roches vertes (de l'ordre de 10 c/s) ; valeurs plus élevées (autour de 150 c/s) au niveau des séries magmatiques, avec des valeurs plus hétérogènes, pouvant atteindre 250 c/s au niveau de certaines intrusions granitiques.

b. L'irradiation générée par la contamination.

Les taches irradiantes se développent sur d'immenses étendues. La contamination se manifeste de façon contrastée et très hétérogène, à travers un "tachisme" complexe qui rend très difficile une traduction cartographique de leur distribution au sol. Les taches irradiantes sont en effet caractérisées par une extrême diversité dans leur dimension — de quelques centimètres à quelques mètres carrés — leur forme, leur densité et l'intensité du rayonnement qu'elles génèrent. Les mesures ont révélé jusqu'à 50 fois le niveau naturel. Les flux maximums relevés en plusieurs sites étaient de 10 000 c/s.

Les flancs et les fonds de combes constituent des lieux de fixation privilégiés. Sur un même alpage, en fonction de la topographie, de la déclivité, de l'orientation des écoulements d'eau et de neige, de la nature de la végétation, etc — et parfois sans qu'aucun élément d'observation ne permette d'en rendre compte — on peut mesurer, à quelques dizaines de mètres, des flux de rayonnement variant de plusieurs ordres de grandeur. Les mesures radiamétriques révèlent une distribution bien plus complexe et plus étendue que le schéma retenu par l'IPSN.

Remarque : certains particuliers nous ont demandé le positionnement exact des taches de contamination et des points de prélèvement avec l'idée sous-jacente de pouvoir ainsi retrouver le point de contamination du secteur contrôlé. Le lecteur trouvera dans le tableau de résultats ci-après les coordonnées GPS (Global Positioning System) des sites prospectés en 1997. Cependant, il est important de préciser que le problème ne se pose pas en ces termes : il ne s'agit pas de repérer l'unique tache de quelque décimètres carrés au milieu d'hectares de terrain préservés. Quelques heures de marche dans le secteur de Restefond permettent par exemple de comprendre que les taches de contamination sont dispersées mais omniprésentes et se révèlent au fur et à mesure de la prospection.

c. la décroissance de la contamination du sud au nord des Alpes françaises.

La prospection radiamétrique a révélé des irradiations maximales dans le Mercantour et dans les Écrins. En remontant vers le nord des Alpes françaises, en Savoie et Haute-Savoie, les valeurs radiamétriques ont progressivement diminué. Au-dessus de Chamonix, dans le secteur du Brévent, alors que la configuration des lieux était particulièrement favorable à la formation de taches de contamination, le relevé radiamétrique n'a pas révélé de valeur préoccupante.

Par contre, dès lors que la prospection a repris sur le versant oriental du Mont Blanc, dans le secteur du Saint-Bernard, les informations radiamétriques ont retrouvé les niveaux mesurés dans le Mercantour.

Photo n°6

Le laboratoire de mesure par spectrométrie gamma.

Au second plan, à droite, un technicien place un échantillon dans l'un des châteaux de plomb. Le traitement des spectres s'effectue sur informatique grâce à des cartes d'analyse 8000 canaux.

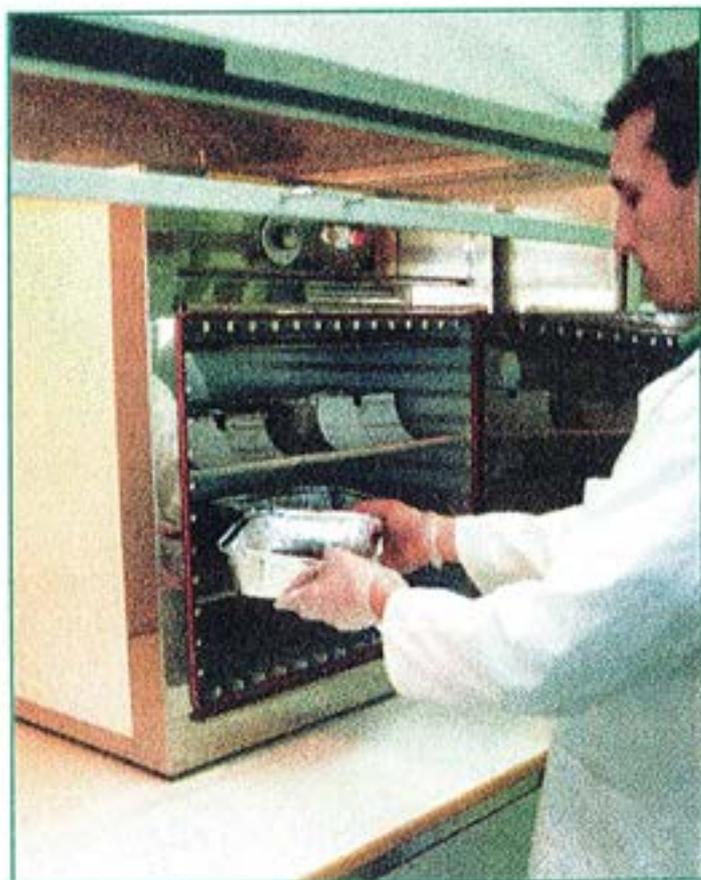


Photo n°7

La salle de préparation.

L'opérateur place un échantillon dans l'étuve pour dessiccation.

Tous les échantillons de sol des Alpes ont été déshydratés afin de calculer les activités en becquerels par kilo de sol sec. Les résultats sont ainsi comparables quel que soit l'état hygrométrique de l'échantillon à son arrivée au laboratoire.



3. Résultats des analyses en laboratoire

A. Protocole de prélèvement des échantillons de sol

Les échantillons de sol ont été prélevés sur la base de mesures radiométriques de terrain. L'échantillonnage correspond le plus souvent à des points chauds et traduisent le niveau d'atteinte du secteur. Il est important de préciser que les "taches" échantillonnées ne constituent pas quelques anomalies uniques et atypiques dans un secteur préservé ; elles sont au contraire caractéristiques des contaminations maximales de la zone considérée.

C'est la couche superficielle du sol qui a été prélevée : les épaisseurs ont fluctué entre 3 et 13 centimètres, en fonction le plus souvent de la couche de sol disponible. Le sol a été échantillonné au moyen d'une tarière circulaire permettant un prélèvement de 300 cm². Dans quelques cas, le protocole a été légèrement modifié : les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une pelle sur une surface de 70 cm². C'est notamment le cas des échantillons les plus irradiants, qui devaient être transportés plusieurs heures durant et dont la masse a été réduite afin de limiter l'exposition des intervenants.

B. Protocoles de préparation et d'analyse des échantillons

1. Préparation

Chaque échantillon a subi à son arrivée au laboratoire un contrôle radiométrique de façon à adapter les conditions de préparation et de stockage.

À l'exception de quelques échantillons de la campagne 96 qui ont été analysés en frais de façon à vérifier l'absence de radionucléides volatils, l'ensemble des préparations et des comptages a été effectué sur échantillons déshydratés. La dessiccation a été opérée sur une durée minimale de 24 heures, dans une étuve à 90°. Les échantillons de sol ont alors été passés au tamis (maille de 2 mm) afin de séparer les cailloux, racines, etc de la fraction inférieure à 2 mm qui, seule, a fait l'objet d'une analyse par spectrométrie gamma. Après avoir été pilés et homogénéisés, les échantillons ont été conditionnés en géométries standards adaptées au volume de sol disponible : du Marinelli (volume utile de 560 cc) à la boîte de Pétri (volume utile de 66 cc). La détermination du taux de matière sèche a permis d'exprimer les résultats de façon uniformisée, en becquerels par kilogramme de poids sec.

2. Analyses

Les analyses ont été réalisées par spectrométrie gamma sur deux chaînes d'analyse utilisant des détecteurs au germanium hyperpur.

Il s'agit de détecteurs EGG-ORTEC, type GMX-N, refroidis en permanence à l'azote liquide dont la résolution en énergie est de 1,7 keV pour la raie à 1,33 MeV du cobalt 60. Leur efficacité relative est de 22 et 24 %. La calibration en énergie est effectuée à l'aide d'une source de Pechblende. Les étalonnages en efficacité sont réalisés au moyen de sources de baryum 133 et d'euporium 152 fournies par le LMRI et d'une source de résidus d'extraction de l'uranium fournie par le CANMET (Canada). Les échantillons sont isolés dans des châteaux de plomb de 5 cm d'épaisseur recouverts, sur leur face interne, d'une feuille de cuivre. Les impulsions sont traitées par un analyseur 8 000 canaux (carte Nucléus).

Pour la présente étude, la durée moyenne des comptages est de 60 000 secondes. Les résultats d'activité massique (en Bq/kg sec) sont exprimés à la date du prélèvement. Ils sont accompagnés de leur marge d'incertitude (intervalle de confiance correspondant à deux écarts-types). Dans le cas où le radionucléide n'a pas été détecté, c'est le seuil de détection qui est indiqué (valeur précédée du signe "inférieur à" : <).

Les résultats d'américium 241 sont entachés d'une forte incertitude, ce radionucléide étant difficile à

Contamination du sol des Alpes

Résultat de l'étude CRII-RAD : analyses par spectrométrie gamma (en Bq/kg sec)

Code carte	Date de prélèvement	PAYS	Départ	Zone	Commune	Lieu	Altitude NORD	GPS EST	GPS	Césium 137	Césium 134	Améric. 241
13	21/05/97	France	4	Mercantour (nord)	Jausiers	Col de Restefond	2 490	44/20/20	6/49/38	545 173 ± 54 828	7 940 ± 830	36 ± 30
6	29/07/96	France	6	Mercantour (sud)	Valdeblore	Col Mercière	2 310	NM	NM	368 275 ± 36 951	7 281 ± 748	40 ± 17
12	8/10/97	France	6	Mercantour (nord)	St-Etienne de Tinée	Col de Restefond	2 490	44/20/41	6/51/02	255 252 ± 25 584	3 538 ± 363	< 5
40	13/08/97	Autriche	Karnten	Hofna Tauern		Grossglockner Hochalpenstrasse	2 435	47/04/46	12/50/38	163 053 ± 16 352	2 411 ± 248	22 ± 8
34	12/08/97	Italie	6	Passo di Falzarego	Cortina d'Ampezzo	Passo Di Valparola	2 175	46/31/45	11/58/43	157 535 ± 15 971	2 093 ± 238	154 ± 41
10	25/07/96	France	6	Mercantour (sud)	Isola	La Lombarde	2 185	NM	NM	150 064 ± 15 063	3 043 ± 315	26 ± 9
16	7/10/97	France	4	Mercantour (nord)	Allos	Lac d'Allos	2 245	44/14/16	6/42/14	143 432 ± 14 462	2 019 ± 220	< 11
33	3/08/97	Italie	Aosta	Cervin sud		Nord de Pian Maison	2 730	45/57/13	7/40/09	106 621 ± 10 717	1 562 ± 165	< 5
19	22/07/97	France	5	Dévoluy	St-Etienne-en-Dévoluy	Pied du pic de Bure	2 150	44/38/50	5/54/20	88 937 ± 9 007	1 338 ± 152	< 9
20	17/07/97	France	5	Massif des Ecrins	Orcières	Les Rougrons de Prapic	2 525	44/40/17	6/25/53	66 087 ± 6 652	997 ± 107	< 4
35	15/08/97	Suisse		Cervin Nord		Alpage de Zermatt	2 380	46/00/02	7/42/01	64 301 ± 6 533	890 ± 120	< 16
17	12/07/97	France	5	Grand Morgon	Crots	Cirque de Morgon	2 085	44/28/30	6/25/30	64 068 ± 6 442	952 ± 101	20 ± 6
31	3/08/97	Italie	Aosta	Grand St-Bernard		Secteur sud	2 420	45/52/16	7/09/03	62 986 ± 6 369	920 ± 103	< 7
4	31/07/96	France	6	Mercantour (sud)	St-Martin-Vésubie	Vacherie du Boréon	1 670	NM	NM	57 967 ± 5 850	1 164 ± 125	6,1 ± 5,7
3	31/07/96	France	6	Mercantour (sud)	St-Martin-Vésubie	Boréon	2 270	NM	NM	53 734 ± 5 403	1 056 ± 111	11 ± 4
28	30/07/97	France	73	Vanoise (sud)	Villardoin Bourget	Lac de la Partie	2 445	45/15/37	6/39/42	50 348 ± 5 052	646 ± 67	46 ± 7
18	6/07/97	France	5	Massif des Ecrins	Arcelle	Alpage de Fleurençon	2 100	44/36/37	6/16/57	47 167 ± 4 752	719 ± 77	4,3 ± 4,3
26	15/09/96	France	5	Massif des Ecrins	Champoléon	Col de la Vallée	2 430	NM	NM	46 626 ± 4 687	899 ± 94	11 ± 4
23	28/09/96	France	5	Massif des Ecrins	St-Michel de Chaillo	Col de la Pisse (Sud)	2 297	NM	NM	44 118 ± 4 452	855 ± 92	< 5
24	28/09/96	France	5	Massif des Ecrins	La Motte-en-Champsaur	Col de la Pisse (Nord)	2 385	44/42/54	6/10/57	43 020 ± 4 327	807 ± 86	8,3 ± 4,1
27	15/09/96	France	5	Massif des Ecrins	Chapelle-en-Val	Globerney (repas Tirfière)	2 280	NM	NM	28 830 ± 2 913	532 ± 58	< 1,1
15	7/10/97	France	4	Mercantour (nord)	Allos (pied d'un pin)	Parking Lac d'Allos	2 130	44/14/44	6/41/54	26 683 ± 2 696	377 ± 42	< 3
7	28/07/96	France	6	Mercantour (sud)	Isola	Isola 2000	2 220	NM	NM	25 166 ± 2 530	462 ± 52	16 ± 4
1	2/08/96	France	6	Mercantour (sud)	Tende	Vallée des Merveilles	2 375	NM	NM	22 820 ± 2 298	371 ± 39	54 ± 7
5	30/07/96	France	6	Mercantour (sud)	Valdeblore	Nord col de Salève	2 300	NM	NM	20 691 ± 2 084	399 ± 42	6,7 ± 2,4
32	3/08/97	Italie	Aosta	Cervin sud		Cervinia (parking)	1 970	45/55/38	7/37/15	17 960 ± 1 819	269 ± 30	< 2
37	11/08/97	Suisse	6	Secteur de St-Montz	Barmina Pass	Isola 2000	2 430	46/25/30	10/01/44	17 662 ± 1 814	249 ± 33	9,4 ± 6,2
8	28/07/96	France	6	Mercantour (sud)	Isola	Isola 2000	2 200	NM	NM	14 816 ± 1 507	300 ± 35	< 3
38	13/08/97	Autriche	6	Secteur d'Innsbruck		Lusens	2 158	47/08/31	11/07/06	13 536 ± 1 380	185 ± 23	3,6 ± 2,9
21	7/09/97	France	5	Massif des Ecrins	St-Michel de Chaillo	Forêt de la Lozière	1 720	44/41/43	6/06/06	8 781 ± 911	117 ± 17	< 4
9	25/07/96	France	6	Mercantour (sud)	Isola	La Lombarde	2 220	NM	NM	5 051 ± 519	91 ± 11	3,1 ± 1,6
25	15/09/96	France	5	Massif des Ecrins	Champoléon	Crupillouse	2 660	NM	NM	4 998 ± 517	74 ± 10	5,1 ± 2,6
2	31/07/96	France	6	Mercantour (sud)	St-Martin-Vésubie	Boréon	2 325	NM	NM	4 251 ± 443	64 ± 10	38 ± 9
29	31/07/97	France	73	Roséliend	Beaufort-sur-Coron	Comet de Roséliend	2 160	45/40/56	6/41/19	2 449 ± 254	1 ± 0,8	16 ± 3
11	25/07/96	France	6	Mercantour (sud)	Isola	La Lombarde	2 220	NM	NM	1 280 ± 136	23 ± 4	< 1
36	14/08/97	Suisse	6	Secteur d'Interlaken		Grimmel Pass	2 190	46/33/27	8/20/36	444 ± 50	2 ± 1,8	< 3
22	7/08/97	France	5	Massif des Ecrins	St-Michel de Chaillo	Forêt de la Lozière	1 722	44/41/43	6/08/06	318 ± 37	< 1	< 2
30	31/07/97	France	73	Val d'Isère	Bonneval-sur-Arc	Col de l'Iséran	2 785	45/25/27	7/02/25	149 ± 17	< 0,4	< 1
14	7/10/97	France	4	Mercantour (nord)	Allos	Allos St-Roch	1 525	44/14/08	6/38/03	89 ± 10	1 ± 0,3	< 1
39	13/08/97	Autriche		Secteur d'Innsbruck	Lusens	(à 100 m du village)	1 735	47/08/52	11/07/54	54 ± 9	< 1,6	< 2

doser du fait des phénomènes d'atténuation liés à sa faible émission gamma (59,5 KeV avec une intensité de 35,7 %) et d'interférences possibles. Les activités annoncées valent surtout en tant qu'indicatrices de la présence probable de plutonium. L'échantillon numéro 1 a d'ailleurs fait l'objet d'une analyse complémentaire pour dosage du plutonium. L'analyse a été réalisée par le laboratoire de l'université de Brême, en Allemagne.

C. Des contaminations très supérieures aux zones de plaine.

Cinq radionucléides artificiels émetteurs gamma ont été détectés : césium 137 (Cs 137), césium 134 (Cs 134), américium 241 (Am 241), cobalt 60 (Co 60) et antimoine 125 (Sb 125).

Le cobalt 60 et l'antimoine 125 n'ont été détectés que dans quelques échantillons et à des niveaux très faibles, en limite des capacités de détection. Seules les activités des césiums et de l'américium 241 ont été reproduites dans le tableau ci-contre.

Les résultats de **radioactivité naturelle** ne sont pas présentés dans ce dossier. Signalons cependant que les échantillons se caractérisent par des niveaux élevés de plomb 210 (valeurs le plus souvent supérieures à 1 000 Bq/kg). L'activité des autres éléments des chaînes de l'uranium et du thorium est généralement inférieure à 100 Bq/kg. Dans trois échantillons, des niveaux anormalement élevés d'uranium 238 et 235 ont été mesurés (activités en uranium 238 supérieures à 1 000 et jusqu'à 13 000 Bq/kg). Des investigations complémentaires sont en cours afin de vérifier s'il s'agit d'une situation de contamination ou — ce qui semble beaucoup plus probable — d'une anomalie naturelle (phénomène de lessivage puis de reconcentration en certains points favorables).

1. Des taux très élevés de césium 137

Les résultats fluctuent de 54 Bq/kg sec (secteur de Lusens, en Autriche) à **545 000 Bq/kg sec** (Col de Restefond dans le nord du Mercantour). Compte tenu du caractère exploratoire des prospections, cette valeur ne constitue certainement pas le maximum que l'on peut trouver en haute montagne.

Au niveau des taches les plus irradiantes, les accumulations de césium 137 atteignent des activités très élevées, de l'ordre de plusieurs centaines de milliers de Bq/kg sec. Sur les 40 échantillons analysés :

- 35 échantillons ont une activité supérieure à 1 000 Bq/kg sec
- 29 échantillons ont une activité supérieure à 10 000 Bq/kg sec
- 8 échantillons ont une activité supérieure à 100 000 Bq/kg sec.

Rappelons que les références acquises par le laboratoire CRII-RAD donnent des activités de l'ordre de 10 Bq/kg pour les sols de la moitié Ouest de la France et de l'ordre de quelques centaines de Bq/kg pour les zones les plus contaminées de la moitié Est. Avec des concentrations dépassant 10 000, voire 100 000 Bq/kg, on entre dans la classification des **déchets radioactifs** et les traitements afférents : conditionnement et stockage sous surveillance pendant plusieurs centaines d'années.

Interrogé sur nos premiers résultats par courrier en date du 13 octobre 1997, le président de l'OPRI, nous avait indiqué qu'en absence de réglementation ad hoc, son service n'était pas habilité à donner des prescriptions, mais qu'à son avis :

- les échantillons de sol contenant plus de 100 000 Bq/kg sec de césium 137 pouvaient être considérés comme des déchets radioactifs de **catégorie A**, c'est-à-dire conditionnés et acheminés au centre de stockage de surface de l'ANDRA (1) à Soulaire. C'est le cas de 8 échantillons provenant du Massif du Mercantour (Alpes françaises), des secteurs du Cervin et de Cortina d'Ampezzo (Italie) et du parc du Hohe Tauern (Autriche).
- les échantillons de sol ayant une activité comprise entre 10 000 et 100 000 Bq/kg sec, pouvaient être considérés comme des déchets radioactifs de **Très Faible Activité (TFA)** pour lesquels aucun site de stockage n'existe encore même si l'ANDRA et France-Déchets travaillent sur le projet.

(1) Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs.

2. Une contamination persistante en césium 134

La présence de ce radionucléide témoigne du niveau inhabituellement élevé de la contamination. La période radioactive ⁽¹⁾ du césium 137 est de 30 ans, il disparaît donc à un rythme assez lent. Le césium 134, auquel il est généralement associé, a une période sensiblement plus courte (2 ans). Son activité décroît donc plus rapidement et dans la plupart des sols français, hors massifs montagneux, le césium 134 déposé par Tchernobyl est aujourd'hui difficilement mesurable : son activité a été divisée par 60 depuis 1986.

Dans les Alpes, par contre, le césium 134 a pu être mesuré sur 37 des 40 sites et, sur 11 d'entre-eux, les activités sont supérieures à 1 000 Bq/kg. Le rapport isotopique césium 137/césium 134 a permis de déterminer l'origine de la contamination en césium : elle est très majoritairement due à l'accident de Tchernobyl. Pour tous les échantillons dont la contamination en césium 137 est supérieure à 10 000 Bq/kg sec, plus de 80 % du césium est imputable aux retombées de Tchernobyl, le reste provenant essentiellement des retombées des essais militaires atmosphériques des années 50/60.

3. La présence de transuraniens : américium 241 et plutonium

Outre les isotopes 134 et 137 du césium, les analyses ont révélé la présence d'américium 241. Le résultat était inattendu car ce radionucléide n'était pas mentionné dans le rapport de l'IPSN bien que les analyses aient été effectuées par spectrométrie gamma. Émetteur alpha/gamma, ce radionucléide appartient au groupe des radionucléides de très forte radiotoxicité (groupe 1). Sa période radioactive est de 433 ans. Il a été détecté dans plus de la moitié des échantillons, avec une activité comprise entre 3 et 154 Bq/kg sec. La valeur maximale a été mesurée sur un échantillon prélevé en Italie, dans le secteur de Cortina d'Ampezzo. Compte tenu de sa faible émission gamma, les mesures sont entachées d'une forte incertitude. Elles indiquent cependant clairement :

- que les niveaux mesurés sont de l'ordre de 1 000 fois supérieurs aux valeurs habituellement rencontrées dans les sols de plaine ;
- qu'une contamination en plutonium — non mesurable par spectrométrie gamma — est très certainement associée à l'américium 241 ;
- que les niveaux d'américium 241 ne sont pas corrélés aux taux de césium et que les relevés radiométriques ne sont donc pas pertinents pour mettre en évidence ces accumulations spécifiques.

Le laboratoire CRII-RAD n'étant équipé que pour la détection par spectrométrie gamma et par scintillation liquide, l'un des échantillons a été adressé au laboratoire de l'Université de Brême, en Allemagne, pour dosage des isotopes émetteurs alpha du plutonium. Il s'agit d'un sol prélevé dans la Vallée des Merveilles (échantillon n°1) qui présentait une activité en américium 241 de 54 Bq/kg sec. L'analyse a révélé la présence de **plutonium 238** (1,5 Bq/kg) et de **plutoniums 239 + 240** (131 Bq/kg). Les périodes radioactives de ces trois radioisotopes sont respectivement de 88 ans, 24 100 ans et 6 563 ans.

Le rapport isotopique des plutoniums est compatible avec une origine militaire (retombées des essais nucléaires atmosphériques). Il faudrait cependant vérifier, sur un nombre suffisant d'analyses, la constance de ce rapport. Afin de préciser la contribution respective de Tchernobyl et des essais militaires, voire d'autres sources de pollution, il conviendrait d'ailleurs de lancer un programme d'analyses complémentaire portant sur les isotopes du plutonium émetteurs alpha et sur les teneurs en **plutonium 241**. L'américium 241 peut en effet avoir été déposé directement par des masses d'air contaminées ou provenir de la désintégration du plutonium 241, un émetteur bêta pur dont la période est de 14,4 ans. Un programme plus approfondi pourrait permettre de mieux comprendre les mécanismes d'accumulation de ces radionucléides et les différences par rapport au césium : influence de la chronologie des contaminations, de la nature chimique des radionucléides, des caractéristiques métaboliques du milieu, etc.

(1) La période radioactive d'un radionucléide est le temps nécessaire pour que son activité diminue de moitié. Si un échantillon de sol contient par exemple 10 000 Bq de césium 137 dont la période est de 30 ans, cela signifie qu'au terme de 30 ans, l'activité ne sera plus que de 5 000 Bq, au terme de 60 ans de 2 500 Bq, etc.

Photo n° 8

Secteur de la Lombarde (versant italien).

Le cliché est pris des abords des Termes de Vinadio, à 1 150 mètres d'altitude.

Surplombant le village, les hauteurs de la Lombarde émergent d'un nuage de condensats : les entrées d'Est viennent lécher le relief et favorisent les dépôts.

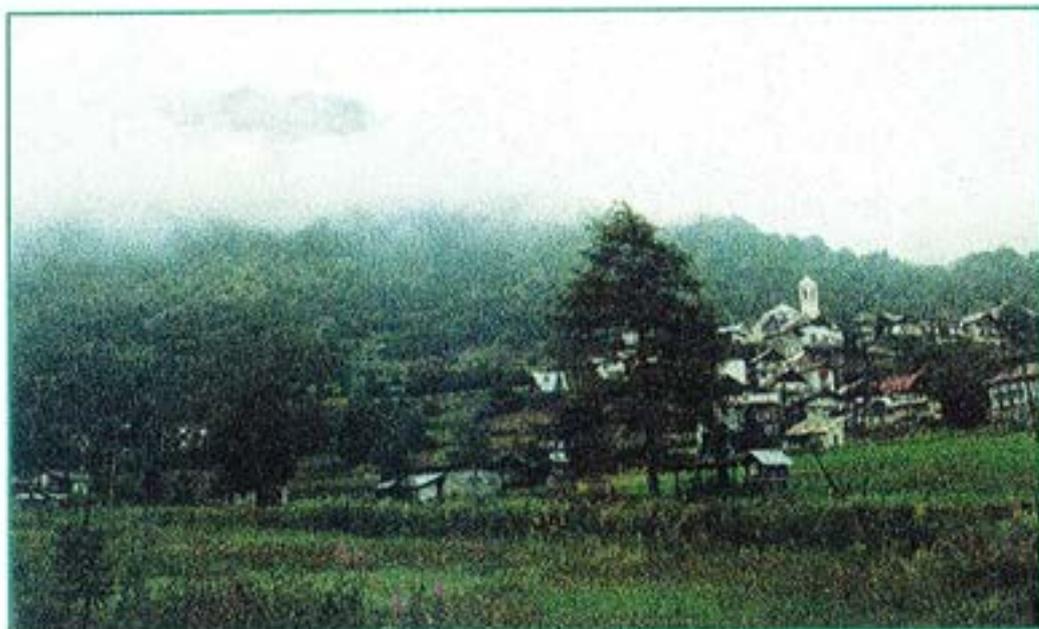


Photo n° 9

Massif des Écrins.

En mai-juin 1986, lors de la fonte du manteau neigeux, une partie des dépôts radioactifs a été transportée, via les ruisseaux et les torrents, vers les rivières et la Méditerranée. Ces mécanismes d'exportation rapide de la radioactivité coexistent avec de puissants processus de piégeage au niveau des pelouses.



4. Mécanismes de contamination en haute montagne

Remarque préalable : malgré les centaines d'heures passées sur le terrain, les investigations restent très exploratoires : de nombreuses configurations n'ont pas été prospectées ; les sites visités ont fait l'objet de sondages et non de relevés systématiques. Par ailleurs, les moyens d'analyse, sur site comme en laboratoire, sont restés partiels faute d'un budget approprié. **Le modèle explicatif développé ci-après ne constitue, par conséquent, qu'une approche préliminaire.**

Introduction

Le résultat des analyses peut, au premier examen, paraître paradoxal : la haute montagne est un milieu très lessivé, qui reçoit chaque année plusieurs mètres de hauteur d'eau. Une eau qui, du fait de la déclivité, s'écoule, ruisselle, ravine... et transporte les polluants vers les rivières et la mer. Ces écoulements constituent un puissant mécanisme d'élimination des radionucléides déposés en altitude. Les mesures effectuées sur le terrain montrent que ces processus de décontamination sont doublés de puissants phénomènes d'accumulation et de stockage des polluants radioactifs que nous tentons d'identifier et d'analyser ci-dessous.

A. Contamination initiale du massif

1. des dépôts intenses

La contamination des zones de plaine est analysée à partir de deux mécanismes principaux :

- les **dépôts secs**, c'est-à-dire la retombée au sol des particules radioactives du fait de la gravité ;
- les **dépôts humides**, c'est-à-dire les dépôts associés aux précipitations pluviales ou neigeuses. Les activités déposées au sol sont alors très supérieures car le lessivage des masses d'air contaminé provoque une importante intensification des dépôts ⁽¹⁾. Or, il est certain qu'en haute montagne, les dépôts humides peuvent être considérables — tant sous forme de pluie que de neige ou de brouillard.

Par ailleurs, aux altitudes considérées, un autre mécanisme de transfert air/sol intervient : le contact direct entre la masse d'air contaminée et le relief du fait de l'immersion des hauteurs dans le nuage contaminant. Rappelons que l'explosion du réacteur numéro 4 de Tchernobyl a propulsé les radionucléides à plus de 2 000 mètres d'altitude, les rejets se poursuivant 10 jours durant à des hauteurs plus faibles. Les panaches radioactifs qui ont parcouru l'Europe constituaient ainsi des masses dilatées sur des centaines de mètres d'épaisseur. En stationnant pendant plusieurs jours sur les massifs alpins, ils ont permis des contaminations directes, par simple contact avec le relief.

Dans son rapport sur "la contamination de la France 12 ans après Tchernobyl", l'IPSN indique qu'*en montagne, les ASR [Activité Surfiques Rémanentes] augmentent avec l'altitude, vraisemblablement en liaison avec les précipitations. Dans les Alpes du sud, les dépôts ont pu être jusqu'à 5 fois plus intenses à 2000 m qu'à 200 m.* [SERE 98/008]

2. une importante surface de dépôt

Du fait de son relief, la montagne présente, pour un même périmètre au sol, une surface de dépôt très supérieure à celle des zones de plaine. L'interface air/sol est donc considérablement augmenté et le potentiel de captage des radionucléides bien plus important.

(1) Les carottages de sol effectués par le laboratoire CRII-RAD en différents points du territoire français ont démontré une bonne corrélation entre la pluviosité du début mai 1986 et l'intensité des dépôts au sol. (cf. Fiche CRII-RAD N°2).

Photo n° 10

Massif du Mercantour, secteur du Boréon.

A l'arrière-plan, la ligne de crête atteint les 3 000 mètres d'altitude. Au centre du cliché, dans la pelouse qui se développe en sortie d'éboulis, a été prélevé l'échantillon n°3 dont le taux de césium 137 atteint 53 700 Bq/kg. Il s'agit d'une configuration assez fréquente : dépôts radioactifs intenses, alimentation complémentaire par les écoulements et fixation privilégiée du césium par la pelouse d'alpage là où le sol favorise les infiltrations d'eau.

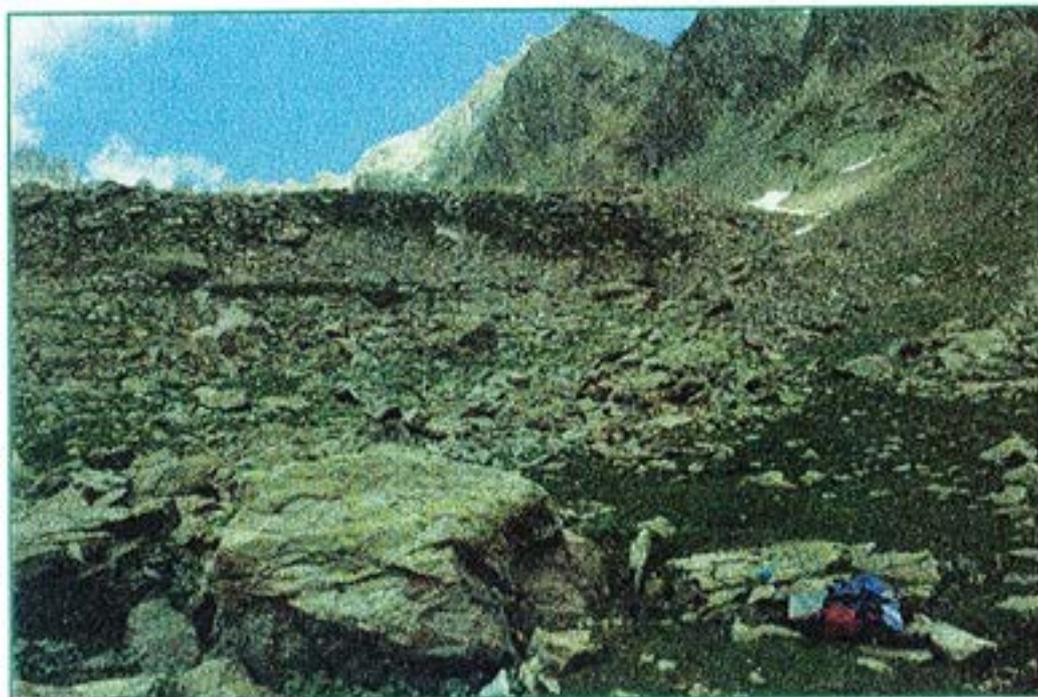


Photo n° 11 :

Massif des Écrins, col de la Pisse.

Contrôles radiométriques en octobre 1997, à 2 354 mètres d'altitude.

Dans ce secteur, entre 2 200 et 2 400 mètres, sur le territoire des communes de St-Michel-de-Chaillol et de La-Motte-en-Champsaur, les échantillons prélevés ont des activités en césium 137 comprises entre 40 000 et 45 000 Bq/kg.



À noter que l'intensité des dépôts n'est pas homogène sur l'ensemble des massifs. Elle est influencée par la circulation des masses d'air contaminées et l'orientation des reliefs. Les zones d'accrochages vont ralentir la circulation des masses contaminées et favoriser les échanges. Les versants opposés pourront au contraire se trouver relativement épargnés.

B. Redistribution des dépôts lors de la fonte du manteau neigeux

1. Répartition en fonction de l'altitude

Nous distinguerons schématiquement trois étages :

- **Les sommets — au-delà de 2 500 - 2 800 mètres.**

À très haute altitude, les dépôts radioactifs peuvent être stockés de façon durable, immobilisés à long terme dans les glaces et les neiges "éternelles". Une partie importante de la contamination est cependant exportée lors de la fonte des glaces et des neiges, selon des mécanismes qui peuvent être brutaux (avalanches, etc). De plus, à ces altitudes, la végétation est absente ou peu développée (quelques rares pelouses de bryophytes), les surfaces rocheuses prédominent, les fortes déclivités sont fréquentes. Il y a donc peu de possibilités de fixation durable des radionucléides déposés.

- **L'étage intermédiaire — de 1 500 à 2 800 mètres.**

C'est là qu'ont été repérés les maximums de contamination (de préférence autour de 2 000 mètres d'altitude), c'est-à-dire dans les alpages et les lieux de vie de la haute montagne. Les accumulations de césium s'y développent selon des schémas très complexes (cf. §2 ci-dessous).

- **L'étage inférieur — en dessous de 1500 à 1800 mètres.**

Les apports en provenance des étages supérieurs sont réduits : la contamination des sommets a été soit fixée par la végétation, soit canalisée par les torrents et les rivières vers les fleuves et la mer (il s'agit de transports complexes incluant des phénomènes alternatifs de sédimentation/remise en suspension et d'adsorption/désorption.) D'autre part, l'activité métabolique des organismes vivants est beaucoup plus intense qu'en altitude ce qui génère des phénomènes de dispersion des radionucléides différents des mécanismes d'immobilisation rencontrés plus haut (1).

2. Fixation hétérogène dans la bande altimétrique médiane

Le rôle de la neige

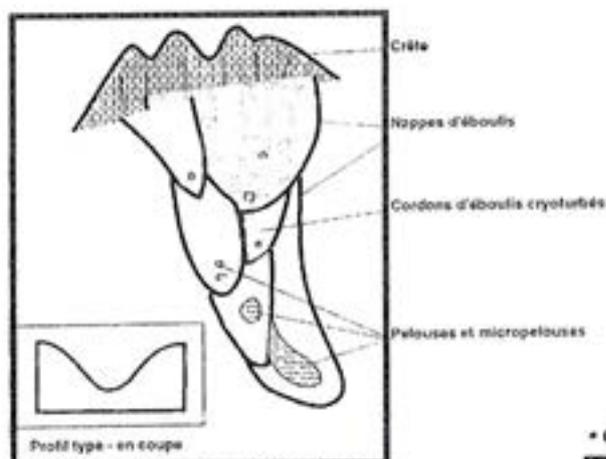
En 1986, le manteau neigeux était abondant et s'est maintenu longtemps. Il a certainement constitué le principal agent de réception et de transfert de la contamination. La neige constitue en effet un matériau plastique qui peut s'accumuler en certains endroits en fonction de la topographie. De plus, elle fond assez lentement, avec des écoulements différenciés qui vont faciliter la fixation des radionucléides là où les conditions sont favorables.

À partir du terme source que représente le manteau neigeux, de nombreux paramètres vont influencer sur le transport et la redistribution des contaminants.

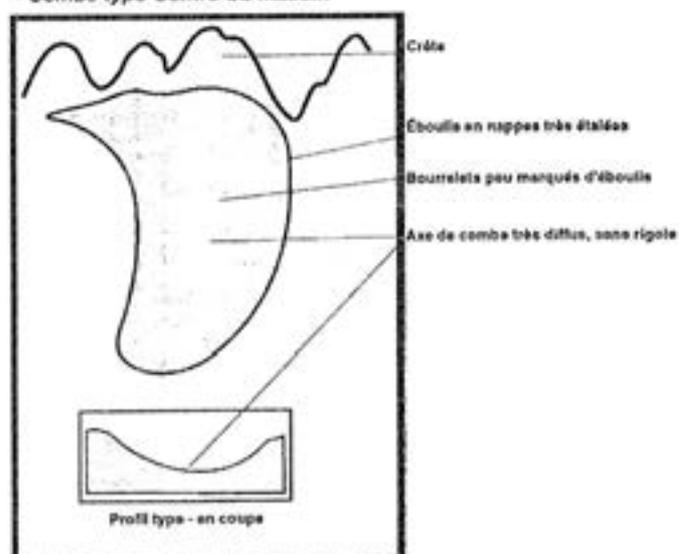
(1) En collaboration avec certaines collectivités locales, le laboratoire CRII-RAD a effectué un suivi régulier sur certains des sites échantillonnés par carottage. On constate assez systématiquement une diminution des activités de césium 137 dont ne peut rendre compte la seule décroissance radioactive du césium.

Schémas des combes

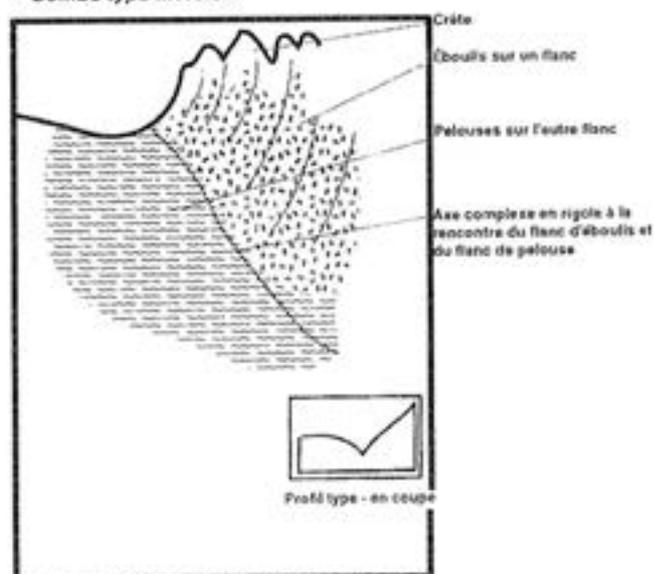
• Combe type Lombarde



• Combe type Centre du massif.



• Combe type Mercière



a. la géomorphologie

Certains massifs alpins — c'est notamment le cas du Mercantour — ont une morphologie tourmentée et se présentent comme un enchevêtrement de combes, de saillies, de replats, de blocs rocheux... qui conditionnent l'évacuation ou au contraire la fixation des dépôts radioactifs. Les fonds et les flancs de combes — en particulier les flancs relativement peu pentus — sont des lieux de prédilection pour les fortes valeurs radiométriques. Les schémas présentés ci-contre évoquent trois configurations assez typiques des combes du Mercantour ... bien que des étendues très planes, sans bassin versant associé, ne soient pas épargnées par la formation des taches de césium.

b. La température

Elle conditionne la fonte du manteau neigeux — rapide en certains emplacements, très tardive dans certains fonds de combe — et influe ainsi sur la redistribution du césium : là où le gel est durable, les transferts sont provisoirement bloqués. Les écoulements se produisent là où la fonte est la plus précoce et la libération du césium s'organise autour de ces zones favorables. Ce phénomène pourrait expliquer que les valeurs radiométriques les plus élevées n'ont pas toujours été mesurées au fond de la combe — comme si elles étaient protégées par un culot de neige glacé, — mais sur les flancs, là où se sont opérés les écoulements chargés de radionucléides.

c. le rôle de la végétation

À ces altitudes, dans des conditions de vie extrêmes, la végétation est très efficace dans la captation des sels minéraux et des nutriments. Elle a, de ce fait, une forte capacité de filtration et de fixation des contaminants véhiculés par l'eau de pluie ou de fonte. Là où les végétaux sont présents, ils constituent une sorte de piège à radionucléide. Ce rôle est bien mis en évidence par l'observation des pelouses écorchées. Sur ces parcelles où la végétation est nécrosée, les niveaux radiométriques restent faibles alors qu'en des secteurs très voisins et tout à fait comparables — à l'exception de l'état du couvert végétal — on enregistre de fortes accumulations de césium.

d. le rôle du substrat

Lorsque la neige fond, l'eau radioactive peut percoler en profondeur ou ruisseler plus loin. La nature du substrat détermine les possibilités de drainage : les sols argileux, imperméables, tendent à favoriser le ruissellement ; les substratums durs permettent au contraire les infiltrations.

Ces différences pourraient rendre compte de variations, à première vue inexplicables, au sein d'une même pelouse car le couvert végétal masque les différences de perméabilité du substrat sous-jacent. Lorsque la pelouse se développe, par exemple, sur un substratum d'éboulis mal colmaté, elle constitue, aux points d'infiltration, un filtre efficace qui retient les radionucléides dont l'eau est chargée.

Là où le substrat propose des possibilités de drainage, les végétaux et le sol superficiel semblent constituer un véritable dispositif filtrant vis-à-vis de l'eau contaminée. Ces associations expliqueraient les innombrables taches d'accumulation et l'hétérogénéité de contamination des alpages.

e. le rôle des arbres

Des valeurs radiométriques élevées sont mesurées assez systématiquement sous les arbres à feuillage persistant, comme les pins Cembro, dans le secteur de la Lombarde, les sapins du Boréon ou les pins du lac d'Allos. Le feuillage ayant une forte capacité de rétention vis-à-vis des précipitations et des bourrasques neigeuses, il a pu constituer un point de fixation privilégié des aérosols contaminants. Ces observations contrastent avec l'absence de taches de contamination sous les mélèzes : ces arbres à feuillage caduque étaient encore dépourvus de feuilles en mai 86 et par conséquent relativement peu efficaces dans la captation des dépôts radioactifs.

Ces observations préliminaires devraient être vérifiées par l'étude systématique et détaillée d'un nombre suffisant de configurations représentatives. Un premier constat peut cependant être établi : là où la montagne peut fixer les radionucléides, elle les accumule et les conserve durablement. Malgré l'importance des précipitations, elle constitue un lieu de mémoire vis-à-vis des pollutions.

Photo n° 12

Mercantour, combe de La Lombarde - 2 420 mètres.

Le pin Cembro est perché sur un éperon en bordure de combe, hors convergence d'écoulement. L'accumulation de césium est très nette au pied de l'arbre, au niveau de la micro-pelouse.



Photo n° 13

Mercantour, loc d'Allos - 2 130 mètres.

Les contrôles radiométriques effectués dans ce secteur ont permis de détecter la présence de taches de contamination au pied des arbres, presque systématiquement sous la partie sud. L'échantillon n°15 (27 000 Bq/kg en césium 137) a été prélevé au pied de l'arbre au second plan (centre de la photo).



5. L'exposition du public et des travailleurs

A. Questions de radioprotection

Les accumulations de césium 137 ⁽¹⁾ mesurées dans les sols alpins au delà de 1 500 m d'altitude conduisent à s'interroger sur l'exposition du public et de certains groupes professionnels. Cet aspect a été étudié aux motifs que les contaminations étaient peu étendues, situées dans des lieux isolés, humides, hors des passages fréquentés et des zones d'habitat permanent ⁽²⁾. Le résultat des campagnes de prospections, des analyses de sol et de champignons, conduisent à nuancer ces affirmations :

- **extension spatiale de la contamination** : s'il est vrai que les taches de contamination sont ponctuelles — chaque tache excède rarement quelques mètres carrés —, le problème est qu'elles sont nombreuses et dispersées sur l'ensemble de l'arc alpin, depuis les Alpes-Maritimes jusqu'en Autriche. Par ailleurs, au-delà des taches les plus irradiantes, l'omniprésence du césium crée un bruit de fond sensiblement supérieur au niveau naturel des régions concernées.

- **fréquentation des sites contaminés** : certes, les altitudes prospectées constituent des espaces à très faible densité de population et les accumulations de césium sont assez souvent mesurées en des emplacements peu accessibles, en pied d'éboulis. Ces constats ne suffisent pas à refermer le dossier de l'impact sanitaire. En effet, la contamination est également mesurée dans des lieux relativement fréquentés et d'accès facile : en bordure de sentiers aménagés, au milieu d'alpages et de troupeaux, en bordure de lacs, aux abords d'un village, à proximité de parkings (cf. par exemple photos n° 14-15-16-17). Et s'il est vrai que le temps de présence des touristes reste limité, certains professionnels, comme les gardes forestiers ou les bergers, sont conduits à passer un temps nettement plus important sur le terrain.

- **cumul des voies d'exposition** : dans le cas des Alpes, les deux principales voies d'exposition aux rayonnements ionisants sont l'irradiation externe par les rayonnements gamma des radionucléides déposés au sol et l'ingestion de nourriture contaminée. Pour la plupart des productions agricoles, les coefficients de transfert du césium du sol à la plante sont faibles. Ce n'est pas le cas de certaines espèces de champignons. Il n'est pas exact d'affirmer que les taux de contamination des champignons "*restent très en dessous des normes de contamination*" ⁽²⁾. Les analyses effectuées par le laboratoire de la CRII-RAD en septembre 96 et 98 ont montré que dans le secteur du Mercantour, la contamination des espèces à fort potentiel de concentration peut encore dépasser, plus de 10 ans après l'accident, la norme de 600 Bq/kg frais fixée par la CEE pour l'importation de denrées alimentaires.

B. Calculs de doses pour différents scénarios d'exposition

1. Doses liées à l'exposition externe

Les calculs ont été conduits pour des débits de dose moyens, à l'échelle d'un secteur géographique et pour des expositions localisées, à l'emplacement d'un point chaud.

a. Débits de dose moyens dans le secteur Restefond-Allos

Sur la base des mesures effectuées en continu à l'aide d'un dosimètre LB 123, nous avons calculé le surcroît d'exposition imputable à la contamination des sols dans les secteurs du Mercantour. La valeur moyenne de débit de dose, obtenue par des mesures de terrain est de **0,22 µSv/h** (microSievert par heure), après déduction de la radioactivité naturelle moyenne (0,2 µSv/h, valeur plutôt majorée).

(1) La contribution du césium 134 et de l'américium 241 restent très secondaire.

(2) Extraits de la note IPSN dont des extraits (page 6 et 10) sont reproduits dans les encadrés A et M.

Photo n° 14

Massif de la Vanoise, lac de la Partie.

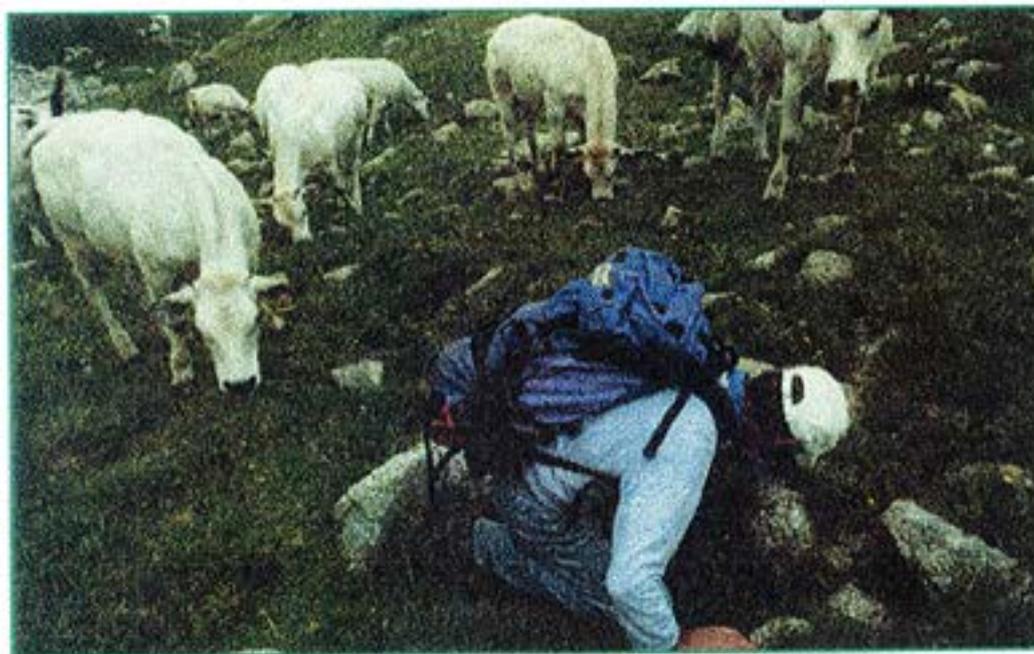
Le sud du massif de la Vanoise semble constituer une zone limite pour la contamination des Alpes française. Plus au nord, en Savoie et Haute-Savoie, les niveaux radiométriques baissent sensiblement, même en configuration favorable aux accumulations. Le prélèvement effectué à l'emplacement de l'un des points chauds a révélé un taux de césium 137 de 50 000 Bq/kg.



Photo n° 15

Massif du Mercantour, Combe Mercière.

Repérage de taches de contamination irradiantes au milieu d'un troupeau de vaches piémontaises.



• **Pour un touriste** qui séjournerait **une semaine** dans le Mercantour et sur la base d'une présence permanente (ballades le jour et camping la nuit) l'équivalent de dose efficace lié à la contamination du sol serait de **37 $\mu\text{Sv/h}$** ($24 \text{ h} \times 7 \text{ j} \times 0,22 \text{ } \mu\text{Sv/h}$). Pour un séjour d'un mois, avec un temps de présence à l'extérieur de seulement 8 heures par jour (ballades journalières mais hébergement en hôtel) la dose reçue serait de **53 μSv** ($30 \text{ j} \times 8 \text{ h} \times 0,22 \text{ } \mu\text{Sv/h}$)

• **Pour un professionnel**, (berger, garde forestier) qui passerait 8 heures par jour, 145 jours par an en extérieur, la dose annuelle serait de **255 $\mu\text{Sv/an}$** ($145 \text{ j} \times 8 \text{ h/j} \times 0,22$).

b. Débits de dose à l'emplacement des points chauds

La présence de taches de contamination génère des irradiations localisées nettement plus élevées que la moyenne. Ceci conduit à s'interroger sur les doses susceptibles d'être reçues en cas de stationnement sur les points chauds.

Dans la région de Restefond, au point n°12 (où la contamination en césium 137 est de 255 000 Bq/kg), le débit de dose au contact du sol était de **8,4 $\mu\text{Sv/h}$** (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 μSv** ($8,4 \text{ } \mu\text{Sv/h} \times 8 \text{ h}$).

Si l'on part d'une hypothèse plus pénalisante (peu probable, mais pas irréaliste) et que l'on suppose que le campement est établi pour 15 jours, les touristes organisant leur promenade autour de ce point central, la dose reçue serait de 1 008 μSv . Valeur à laquelle s'ajoute la dose reçue durant la journée, soit 53 μSv ($0,22 \text{ } \mu\text{Sv/h} \times 15 \text{ j} \times 16 \text{ h}$). L'exposition totale s'élèverait ainsi à **1 061 μSv** , soit un dépassement sensible, en 15 jours, de la limite maximale admissible sur un an (1).

• **Pour les professionnels** de la montagne, la probabilité d'exposition à des points chauds est bien évidemment supérieure et des doses annuelles de plusieurs centaines de microSieverts correspondent à des scénarios tout à fait plausibles.

2. Doses reçues du fait de la consommation de champignons.

Les analyses effectuées depuis 11 ans par le laboratoire CRII-RAD sur différentes espèces de champignons ont permis d'établir une échelle de contamination présentant une classification des espèces en fonction de leur capacité à concentrer ou non le césium radioactif (2).

Une campagne de prélèvement organisée en août et septembre 1996 dans le Mercantour a permis d'analyser 21 échantillons appartenant à 9 espèces différentes. La comparaison des résultats avec la base de données générale a montré que les champignons du Mercantour présentaient un taux de radioactivité nettement supérieur aux champignons prélevés en d'autres régions de France (pour des espèces comparables et exclusion faite des espèces à très faible capacité de concentration du césium). C'est notamment le cas des Lactaires délicieux et des Pieds-bleus. Deux récoltes — Bolet élégant de la Lombarde et Pied bleu du Boréon — présentaient des taux de césium supérieurs à 1 000 Bq/kg frais et donc nettement supérieurs à la limite européenne (600 Bq/kg).

En août/septembre 1997, une campagne de prélèvements et d'analyses réalisée sur l'ensemble du territoire grâce au soutien financier du magazine "*Ça m'intéresse*" a permis l'analyse de Petits-gris prélevés dans le Mercantour dont la contamination s'élevait à 3 195 Bq/kg frais, valeur maximale mesurée à ce jour par le laboratoire CRII-RAD.

(1) 1 000 $\mu\text{Sv/an}$, soit 1 mSv/an : limite de dose efficace correspondant au risque maximum tolérable sur un an. Cette limite a été adoptée par les autorités européennes en 1996 (directive 96/29) et doit être transposée en droit français avant le 13 mai 2000. Elle s'applique au total des expositions générées par des activités humaines, hors utilisations à des fins médicales et hors situation accidentelle. Elle est donc citée ici à titre de référence.

(2) Fiche CRII-RAD n°3 : la contamination des champignons : dépliant couleur avec classification des espèces en 3 groupes : capacité faible, modérée et forte) et listings de résultats — 25 F.

Photo n°16 et 17 :

Italie, Cervinia, 1 970 mètres d'altitude.

Au premier plan de chaque cliché, figure le point de prélèvement de l'échantillon n°32 dont l'activité en césium 137 est de 18 000 Bq/kg. À partir de cet emplacement, la prise de vue a été effectuée dans deux directions opposées, vers le village et vers le site d'accueil des caravanes. Des contrôles systématiques devraient être effectués dans les zones d'habitat permanent ou de forte fréquentation touristique.



Sur la base de ces résultats d'analyses et en utilisant le facteur de dose de la directive 96/29 (1), nous avons conduits quelques calculs d'exposition pour des consommations modérées (1Kg frais par an) et pour des consommations assez élevées, caractéristiques de certains groupes d'amateurs (12 Kg frais par an)

- Si une personne consomme, dans l'année, 1 kilogramme de **Petits-gris** présentant une contamination analogue à celle de ceux prélevés dans le secteur en septembre 97 (3 000 Bq/kg frais), elle reçoit une dose de **33 µSv** ; pour une consommation annuelle de 12 kilos frais, la dose s'élève à **400 µSv**.
- Si l'on prend en référence une activité en césium 137 plus faible, correspondant à la moyenne des analyses de Lactaire délicieux, Pied bleu, Bolet élégant, soit 600 Bq/kg frais, la consommation d'un kilo frais délivre une dose de **7 µSv**. Pour une consommation annuelle de 12 kilos frais, la dose reçue serait de **80 µSv**.

Bien sûr, les expositions se cumulent : l'amateur de champignons sera également exposé au rayonnement émis par le césium lors de ses promenades en montagne. Pour beaucoup de personnes la contribution de l'exposition externe doit rester assez limitée : de l'ordre de quelques µSv pour 4 à 5 promenades par an ; de 15 à 20 µSv pour une vingtaine de promenades de 4 heures. Pour des professionnels de la montagne, la consommation de champignons — qui peut être élevée — s'ajoute par contre à des expositions externes déjà notables.

3. Bilan

1. Les résultats des calculs montrent que les expositions se situent dans le domaine des faibles doses de rayonnement. Les risques consistent en une élévation — très faible, mais pas nulle — du risque cancérogène pour la personne exposée, du risque génétique pour sa descendance.

2. Les affirmations selon lesquelles les doses liées à la contamination des massifs alpins sont négligeables ne sont pas fondées. Des scénarios très banals, associant ou non exposition externe et consommation de champignons, conduisent à des doses très nettement supérieures au seuil fixé par l'Union européenne :

- Des situations tout à fait habituelles génèrent des dépassements très nets du seuil européen de 10 microSievert par an (µSv/an), seuil au-delà duquel les expositions ne peuvent plus être considérées comme négligeables
- Pour des scénarios plus atypiques, mais pas irréalistes, les niveaux de dose pourraient approcher, voire dépasser, la limite maximale de 1 mSv/an.

On se trouve donc dans une gamme de valeurs qui nécessite la mise en œuvre d'investigations complémentaires et une réflexion sur les possibilités de limitation des expositions.

Sur la base de ces évaluations, la CRII-RAD a informé, début mai 98, les autorités des différents pays concernés et transmis, fin juin, le dossier à la Commission et au Parlement européen (2) pour communication des informations aux États membres et aux pays de l'Est (certains massifs montagneux plus proches de Tchernobyl pourraient en effet présenter des accumulations supérieures à celles des Alpes).

En France, la CRII-RAD a demandé aux Ministères de la Santé et de l'Environnement la mise en œuvre d'un plan de surveillance cohérent sur l'ensemble du massif alpin, incluant notamment :

(1) Soit $1,11 \times 10^{-8}$ Sv/Bq pour le césium 137. L'activité du césium 134 a été négligée compte tenu de sa faible contribution.

(2) Des courriers ont été adressés à M. Kenneth Collins, président de la commission Environnement, Santé publique et Protection des consommateurs du Parlement européen et à M. James Currie, directeur de la DG XI.

4. Conséquences pour l'homme des niveaux de radioactivité mesurés

Compte tenu des surfaces concernées et d'une exploitation par l'homme réduite, aucun scénario ne peut raisonnablement conduire à des expositions significatives.

Parmi les rares denrées comestibles, les champignons qui sont les plus contaminés, restent très en dessous des normes de consommation. Dans le cas d'une utilisation de la prairie comme pâturage, la consommation autarcique du lait produit conduirait à une dose due au césium 137 très inférieure à celle résultant de l'incorporation du potassium 40 présent naturellement dans le lait.

En ce qui concerne l'exposition externe par le sol, les plus forts débits de dose dus à la radioactivité artificielle calculés pour la forêt du Boréon par exemple, (1 à 2 mSv.an⁻¹) sont comparables à ceux des régions granitiques françaises (Bretagne ou Massif Central). Il apparaît par ailleurs improbable qu'un individu puisse résider en ces lieux toute une année. Le scénario plus vraisemblable d'un campeur qui s'y installerait pour une durée d'une semaine conduirait à une dose efficace de 0,04 mSv, soit un ordre de grandeur de 1 % de la dose moyenne reçue par un Français en une année.

En ce qui concerne les points les plus actifs (39 000 Bq/kg ou 314 000 Bq/kg dans les sols, cf § 2.1.2. et § 2.1.3.) ils sont d'une surface très limitée, de l'ordre de quelques dizaines de dm², et dans des lieux isolés, humides, où on ne séjourne pas. Ils ne peuvent donc pas entraîner de dose significative.

Petit-gris (*Tricholoma terreum*).

Les Petits-gris ramassés en septembre 97 dans le secteur du Boréon, sur la commune de Saint-Martin-de-Vésubie, avaient un taux de césium 137 supérieur à 60 000 Bq/kg sec (soit environ 3 000 Bq/kg frais compte tenu du rapport poids sec / poids frais). C'est le maximum mesuré par le laboratoire de la CRII-RAD sur les 900 analyses de champignons effectuées au cours de la période 1986 - 1997.



- **le contrôle** des zones d'habitat permanent ou de forte fréquentation touristique (espaces aménagés parcours découverte, bordures des lacs, points de vue panoramique, etc). Sur ces emplacements — qui doivent être recensés et devraient rester relativement circonscrits —, il importe de localiser les taches les plus fortement contaminées et de mettre en œuvre les actions les plus appropriées : décontaminations ponctuelles, interdiction des cueillettes, balisage... L'objectif est de **réduire autant qu'il est raisonnablement possible l'exposition des personnes concernées**.
- ce premier objectif pourrait être doublé d'une **action de sensibilisation** des scolaires et du public à la fragilité de ces milieux et à la nécessité de les préserver de l'impact des activités polluantes. Ceci pourrait se mettre en place à travers la réalisation d'un parcours pédagogique — dans le secteur de Restefond par exemple — avec repérage au sol des niveaux radiométriques et mise à disposition d'un livret explicatif.
- **le suivi régulier de certaines denrées alimentaires sensibles** : eau, lait, fromage, gibier, baies, et surtout **champignons**. Contrairement à ce qui a été fait à l'été 1997 par certains services officiels, le contrôle des champignons doit tenir compte du comportement spécifiques des espèces : des analyses ciblées sur les coulemelles et les mousserons ne sont pas pertinentes car ces espèces ne concentrent pas le césium, Si l'échantillonnage n'est pas systématique, il doit être ciblé sur les espèces qui ont le plus fort potentiel de concentration.

6. Conclusion

A. Connaissance des pollutions en altitude

La haute montagne est souvent considérée comme un espace protégé, préservé des atteintes des activités humaines. L'étude révèle au contraire un milieu sensible aux pollutions atmosphériques. Du parc national du Mercantour, en France, à celui du Hohe Tauern, en Autriche, ce sont les plus beaux lieux de vie de l'arc alpin qui sont concernés.

La formation des taches de contamination semble assez caractéristique d'une bande altimétrique comprise entre 1 500 et 2700 mètres, avec un développement privilégié autour des 2 000 mètres. Si les phénomènes de lessivage, très intenses en altitude, conduisent à une décontamination naturelle assez efficace, ils sont doublés de puissants processus de concentration et de conservation à long terme des pollutions radioactives.

La distribution des taches de contamination ne s'inscrit pas dans un schéma de localisation unique et facile à circonscrire comme ont pu l'indiquer les premiers relevés : les points chauds ne sont pas limités au creux d'un cirque glaciaire ou à l'unique point de convergence de bassins versants. Ils tapissent les fonds de combe, mais aussi, et parfois plus encore, sur les flancs de combe et n'épargnent pas certains plateaux d'altitude.

Dans les semaines qui ont suivi l'accident de Tchernobyl, la fonte du manteau neigeux a libéré une eau gorgée de radionucléides et joué un rôle déterminant dans la redistribution des dépôts radioactifs. La topographie, l'orientation des écoulements, la nature du couvert végétal et la perméabilité du substrat, sont autant de paramètres qui ont alors interagi et largement conditionné la formation des taches de contamination. Dans ces régions où les dépôts ont été intenses, la neige a pu alimenter de véritables dispositifs filtrants : infiltrations d'eau aux points de perméabilité du substrat et piégeage des radionucléides par le sol et le tapis végétal.

Au fil des années, le lessivage du relief se poursuit mais son action reste limitée par les fortes capacités de rétention des végétaux d'alpage, particulièrement adaptés à des conditions de vie extrêmes.

B. Perspectives de recherches

Ces premières conclusions sont basées sur un travail encore très préliminaire. Les observations de terrain et les analyses en laboratoire devraient être complétées et approfondies afin de vérifier les modèles explicatifs développés dans ce document. Les programmes à mettre en œuvre devraient inclure :

1. des relevés de terrain systématiques et détaillés ciblés sur quelques configurations alpines caractéristiques. Sur chacun des sites sélectionnés, devraient être étudiées les caractéristiques géomorphologiques et géologique du terrain, les propriétés du substrat, la nature du couvert végétal ainsi que la répartition spatiale et le profil vertical de la contamination.

2. la réalisation d'analyses radiologiques complémentaires pour dosage des radionucléides émetteurs alpha purs (en particulier les plutoniums 238, 239 et 240), et des émetteurs bêta purs (en particulier le plutonium 241 et le strontium 90). Le dosage isotopique du plutonium devrait permettre d'explicitier l'origine des transuraniens — contribution de Tchernobyl, des essais militaires atmosphériques ou de sources ponctuelles type explosion d'un satellite — ainsi que les modalités de leur fixation, les activités de l'américium ne paraissant pas corrélées avec celles du césium 137.

3. la réalisation d'analyses physico-chimiques afin de comparer la distribution des polluants chimiques à celle des polluants radioactifs et de certains radionucléides naturels comme le plomb 210.

4. des études comparatives conduites sur d'autres massifs montagneux :

- Le Jura et les Vosges qui ont, eux aussi, été touchés par Tchernobyl, mais présentent des configurations différentes des paysages alpins, avec un couvert végétal beaucoup plus dense et plus actif ;
- Les Pyrénées pour comparaison avec un massif où les retombées de Tchernobyl ont été nettement plus faibles afin d'étudier plus spécialement les taux d'américium 241 et de plutonium.

Ces diverses études devraient permettre de comprendre les mécanismes d'accumulation des polluants radioactifs et chimiques en haute montagne, renseignements précieux pour la préservation de ces milieux et la surveillance des ressources en eau potable.

Les premiers résultats obtenus grâce à cette étude exploratoire méritent des développements de plus grande ampleur, à l'échelle de l'arc alpin, et en partenariat avec des instituts et laboratoires étrangers — Suisse, Allemagne, Autriche, Italie.

C. Réflexions pour la gestion des situations accidentelles

Le dossier de la contamination des Alpes fournit également des éléments de réflexion particulièrement utiles pour la gestion des situations accidentelles.

L'étude conduit tout d'abord à s'interroger, de façon rétrospective, sur les doses de rayonnements reçues après l'accident de Tchernobyl par les populations alpines — l'habitat est clairsemé, mais pas inexistant — et par les touristes qui ont fréquentés ces régions au cours du printemps et de l'été 1986. Il faut se rappeler que l'activité du césium 134 était alors plus de 60 fois supérieure à celle qui est mesurée aujourd'hui et que les isotopes du césium étaient accompagnés de tout un cocktail de radionucléides : iodes, tellures, ruthénium 106, etc.

Le dossier devrait par ailleurs permettre aux autorités sanitaires d'intégrer les informations recueillies aux plans de gestion des futures situations accidentelles. Dans les mois qui ont suivi l'accident de Tchernobyl, les recherches entreprises par la CRII-RAD ont permis d'identifier des carences dans la mise en œuvre des dispositifs de radioprotection et notamment l'absence de prise en compte des **groupes critiques** : ainsi les enfants et les populations à régime alimentaire spécifique (c'est notamment le cas des populations rurales corses au mois de mai). L'étude des massifs alpins montrent que les habitants des zones d'altitude constituent eux aussi un groupe susceptible d'être plus particulièrement exposé en cas d'accident et nécessitant des actions d'information et de protection spécifiques.