

# Mesures de radioactivité dans l'environnement et évaluation de l'exposition des populations en France après l'accident de Tchernobyl \*

## INTRODUCTION

Les rejets de produits radioactifs dans l'atmosphère dus à l'accident de Tchernobyl ont duré, pour l'essentiel, dix jours (jusqu'au 10 mai), mais se poursuivaient encore fin août à raison de quelques curies par jour. Environ 200 millions de curies représentant près de 10 % de l'inventaire du cœur au moment de l'explosion ont ainsi été rejetés : 100 % des gaz rares, 15 à 20 % des produits volatils (I, Cs, Te), 3 à 5 % des produits non volatils et des transuraniens ( $^{239}\text{Np}$ , Pu, Cm); ces valeurs estimées par les Russes sont très proches des estimations effectuées par l'IPSN en mai-juin. La longue durée de ces rejets explique la répartition très inhomogène des dépôts au sol, la direction et la vitesse du vent ayant considérablement varié, ce qui a encore compliqué la tâche au plan sanitaire.

## 1. MESURES DE RADIOACTIVITÉ

### 1.1. Mesures effectuées en France par le groupe CEA (1)

Nous avons eu connaissance de l'accident le dimanche 27 avril 1986 au soir, mais les premières augmentations de radioactivité imputables à cet accident ont été décelées dès le 29 avril dans le Sud-Est de la France. Les mesures de radioactivité dans l'air et au sol ont été faites, en ce qui concerne le Commissariat à l'énergie atomique, sur ou à proximité de ses sites et stations de mesures : Saclay, Orsay, Bruyères-le-Châtel, Cadarache, Marcoule, Grenoble, Pierrelatte, Dijon, Verdun, La Hague, Le Ripault et Le Barp (CESTA). La figure 1 précise leur situation géographique.

---

\* Extraits du rapport IPSN 2/86, révision 3, "L'accident de Tchernobyl". Commissariat à l'énergie atomique, Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN), BP 6, 92265 Fontenay-aux-Roses Cedex.

(1) Tout au long du déroulement de l'accident, le CEA a échangé les résultats des mesures avec le service central de protection contre les rayonnements ionisants (SCPRI) qui a fourni les données permettant de valider les modèles d'évaluation utilisés.

## L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL



Fig. 1. — Localisation des stations de mesures.

- (1) Orsay, très voisin de Saclay, est localisé par le même repère.
- (2) Bruyères-le-Châtel est symbolisé par B III.

Les mesures concernant les produits de la chaîne alimentaire ont été faites sur des échantillons prélevés dans les régions des sites de Saclay, Cadarache, Grenoble, Valduc et La Hague.

### 1.1.1. Mesures atmosphériques

Il est utile de rappeler que le "bruit de fond" pour les radionucléides décelés est nul en temps normal, sauf pour le césium 137 dont la concentration en certains points du territoire peut atteindre  $10^{-6}$  Bq/m<sup>3</sup>.

Il est intéressant de noter que la radioactivité de l'air est restée presque à son maximum durant trois jours dans le Sud-Est (Marcoule, Cadarache) alors qu'elle ne s'est maintenue à son maximum qu'une journée dans l'Est et dans la région parisienne. Durant les cinq jours qui ont suivi, les concentrations atmosphériques ont rapidement décroché de deux décades pour remonter de façon significative aux alentours du 5 au 10 mai selon les sites, avant de décroître à nouveau.

A titre d'exemple, et pour quelques radionucléides, les données fournies sont schématisées par les figures 2 à 7 pour les sites de Cadarache, Marcoule, Grenoble, Verdun, Saclay et Orsay. La valeur maximale enregistrée en  $^{131}\text{I}$  est de 18 Bq/m<sup>3</sup> sur le site de Saclay (avec filtre destiné à piéger les aérosols + cartouche à charbon actif).

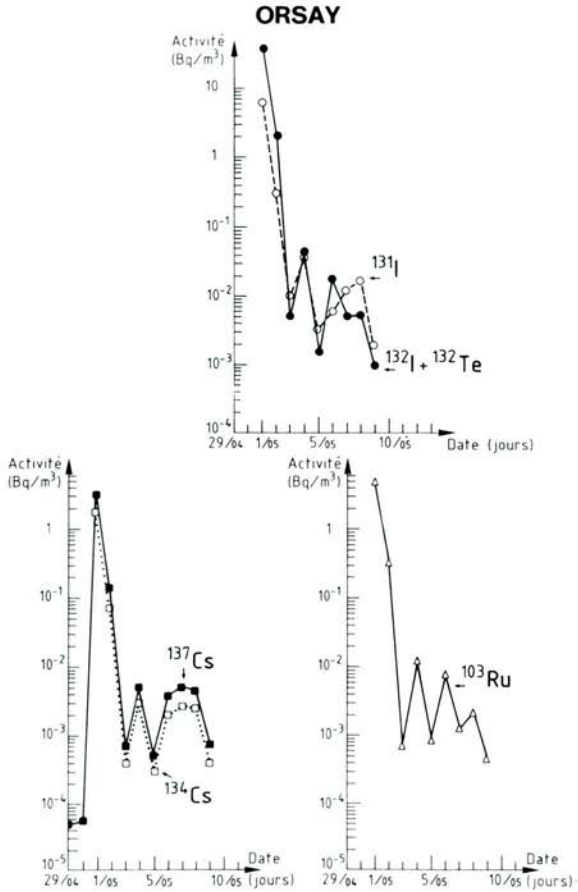


Fig. 2. — Concentration atmosphérique.

### 1.1.2. Mesures de dépôts

Les valeurs de dépôts ont été mesurées sur la végétation, sauf à Cadarache où l'on dispose de mesures sur des prélèvements de sol effectués le 20 mai (15 kBq/m<sup>2</sup> pour l'iode 131 ramené au 5 mai). Les valeurs les plus élevées sont bien évidemment observées pour les sites où il a plu pendant le passage du panache. Seuls les sites de Marcoule, La Hague, Saclay et Cadarache ont fourni des mesures de dépôts pour un nombre important de radionucléides.

## SACLAY

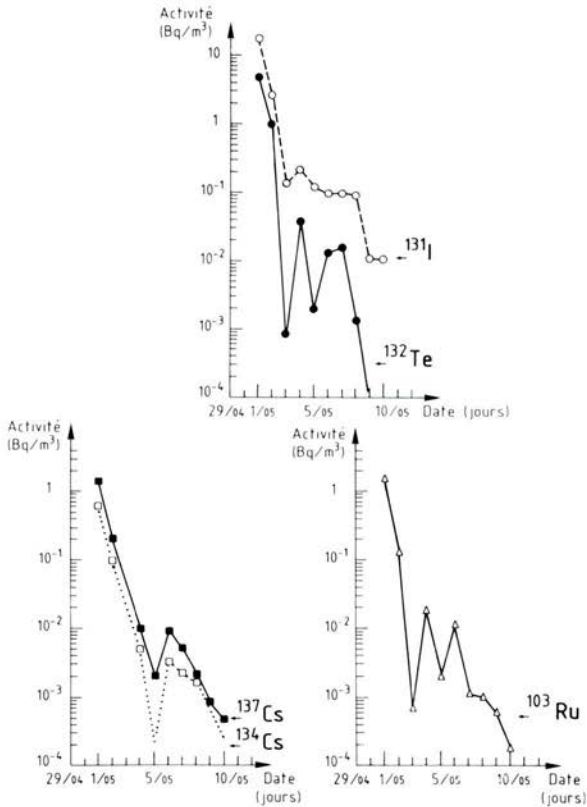
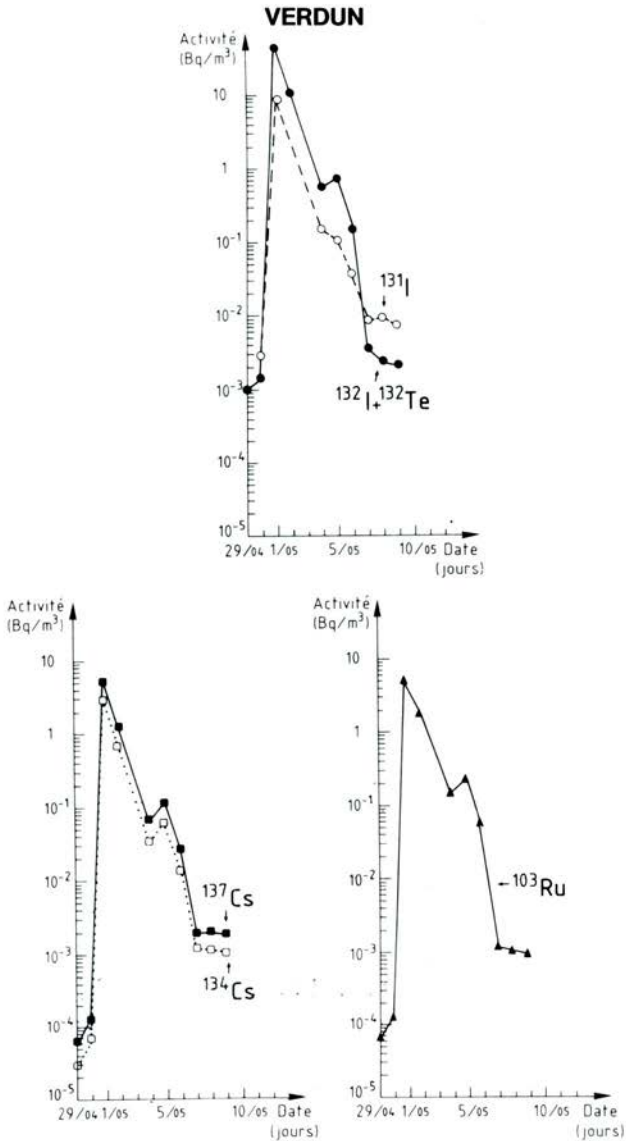


Fig. 3. — Concentration atmosphérique.

## 1.1.3. Mesures sur la chaîne alimentaire

## a) Radioactivité du lait

Les valeurs maximales pour l'iode 131 ont été enregistrées dans l'Est (480 Bq/l à Valduc) et dans le Sud-Est (à Cadarache : 180 Bq/l, à Grenoble : 233 Bq/l). L'évolution de la concentration en iode 131 et en césium 137 est donnée pour les sites de Valduc et Grenoble sur les figures 8 et 9. On a noté la plus forte radioactivité du lait de chèvre par rapport au lait de vache (2000 Bq/l pour l'iode 131 près du site de Cadarache) (fig. 10).



### b) Radioactivité des végétaux

A titre d'exemple (fig. 11), on peut voir l'évolution de la radioactivité de salades prélevées chaque jour sur un même lieu dans la région de Cadarache (Vion). On note plusieurs remontées successives de la radioactivité mesurée.

## GRENOBLE

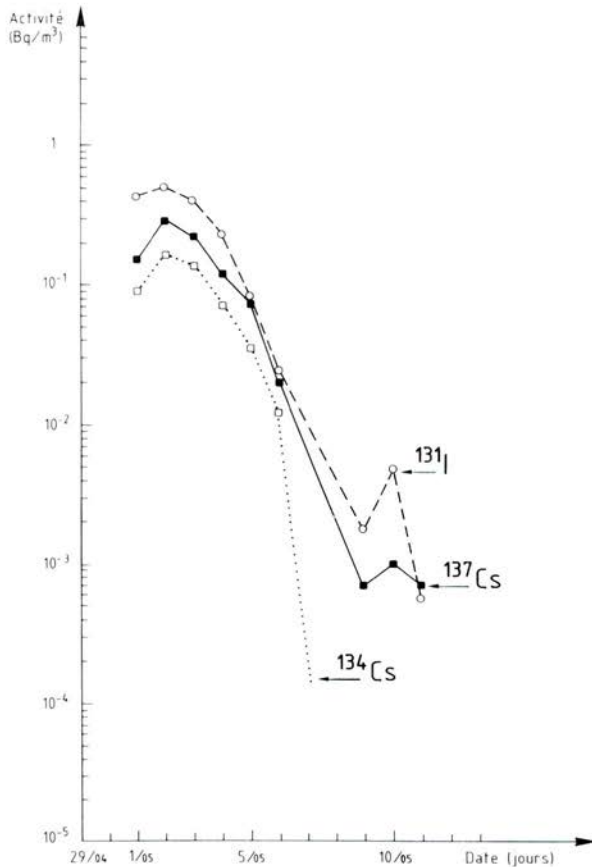


Fig. 5. — Concentration atmosphérique.

## 2. LES CONSÉQUENCES SANITAIRES

Après un accident nucléaire, l'homme peut être exposé aux radiations par différentes voies. L'exposition externe se produit au moment du passage du panache et ensuite provient des particules d'aérosols radioactifs qui se sont déposées sur le sol. L'exposition interne provient de l'inhalation des aérosols radioactifs pendant le passage du panache et ensuite de l'ingestion d'aliments contaminés.

## MARCOULE

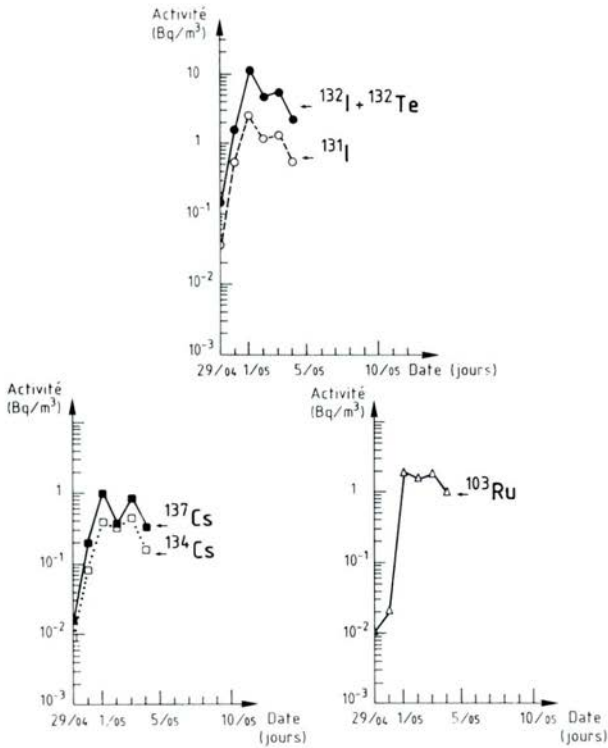


Fig. 6. — Concentration atmosphérique.

## 2.1. Exposition due au milieu physique en France (atmosphère et sol)

### 2.1.1. Méthode utilisée pour l'exploitation des résultats

Les calculs sont basés sur les mesures d'activité atmosphérique et d'activité des dépôts quand ces dernières ont été fournies. Dans le cas contraire, les dépôts ont été estimés à partir des concentrations atmosphériques intégrées ( $\text{Bq.s.m}^{-3}$ ) en tenant compte de la situation météorologique propre à chaque site, ce qui a conduit à choisir les vitesses apparentes de dépôt suivantes (après recalage sur des mesures réelles):

- $5 \cdot 10^{-2} \text{ m.s.}^{-1}$  : pluviométrie de l'ordre de  $10 \text{ mm.h}^{-1}$  pendant le passage du panache,
- $10^{-2} \text{ m.s.}^{-1}$  : pluviométrie de l'ordre de  $5 \text{ mm.h}^{-1}$ ,
- $5 \cdot 10^{-3} \text{ m.s.}^{-1}$  : pluviométrie inférieure à  $5 \text{ mm.h}^{-1}$ .

## CADARACHE

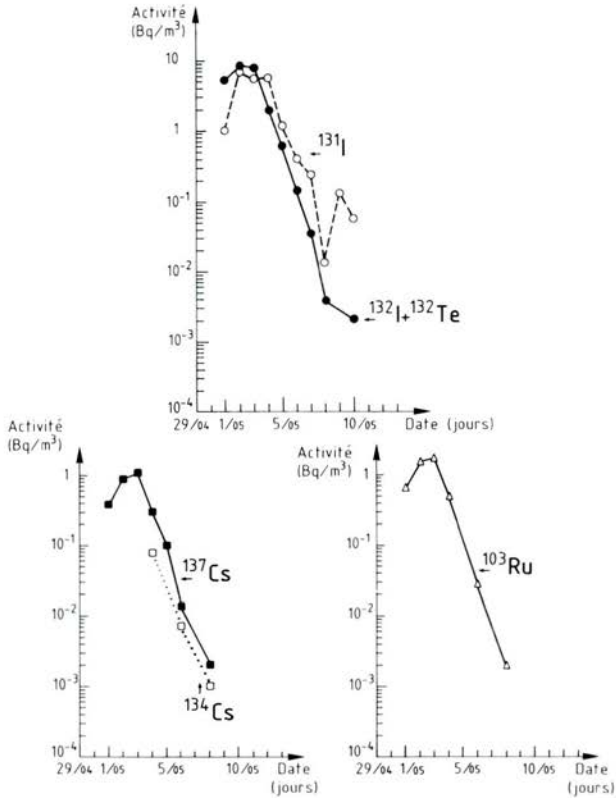


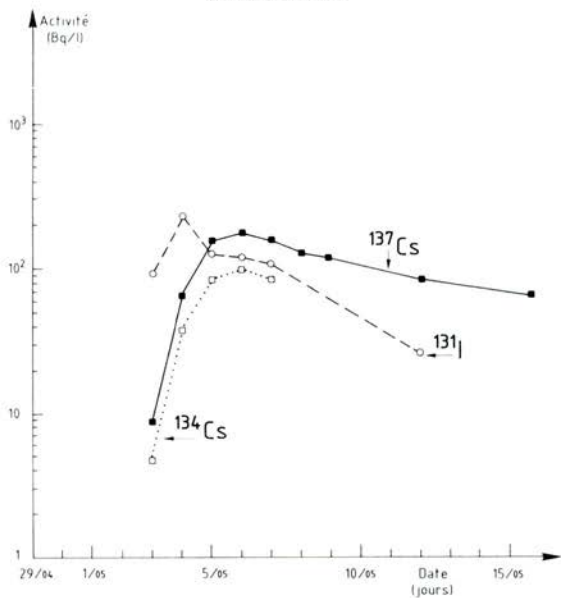
Fig. 7. — Concentration atmosphérique.

Dans l'ensemble, pour l'exposition externe au panache et interne par inhalation, les radionucléides mesurés et donc utilisés dans les calculs sont :  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ - $^{140}\text{La}$ ,  $^{99}\text{Mo}$  avec, en plus pour certains sites,  $^{95}\text{Zr}$ - $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{127}\text{Sb}$ ,  $^{129\text{m}}\text{Te}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{131\text{m}}\text{Te}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{239}\text{Np}$ .

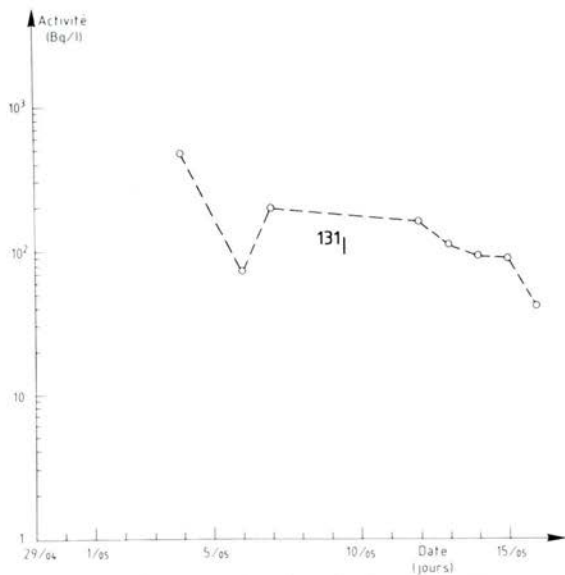
En ce qui concerne les mesures de concentration atmosphérique de l'iode 131, des différences importantes ont été observées selon que les prélèvements étaient faits uniquement sur filtre destiné à piéger les aérosols, ou sur ce même type de filtre suivi d'une cartouche à charbon actif destinée à capter l'iode non particulaire (comme à Saclay et Cadarache). Ceci a conduit à interpréter les mesures des autres sites en utilisant un facteur multiplicatif moyen de 4.



**GRENOBLE**



**Fig. 8. — Concentration dans le lait de vache. VALDUC**



**Fig. 9. — Concentration dans le lait de vache.**

## CADARACHE

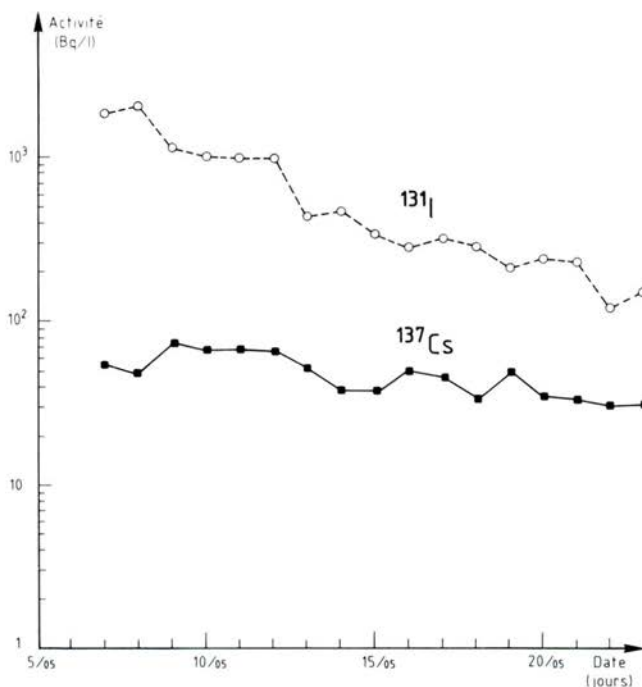


Fig. 10. — Concentration dans le lait de chèvre.

Pour La Hague, qui n'a pas fourni de mesure d'iode 131 dans l'atmosphère, on a estimé l'activité de ce radionucléide à partir de celle du césium 137, en se recalant sur le rapport de la concentration de l'iode 131 à celle du césium 137 déduit des mesures sur le site de Saclay.

Pour l'exposition externe aux dépôts, les radionucléides pris en compte sont dans l'ensemble :  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ - $^{140}\text{La}$  et  $^{99}\text{Mo}$ .

## 2.1.2. Calcul des doses et présentation des résultats

### 2.1.2.1. Exposition au panache en équivalent de dose efficace

L'exposition externe au panache et l'exposition interne par inhalation sont calculées à partir des concentrations atmosphériques intégrées

( $\text{Bq.s.m}^{-3}$ ) déduites du suivi des mesures dans le temps. Les résultats en équivalents de dose efficace sont présentés dans le tableau I. Ils ont été obtenus en deux étapes après application de deux hypothèses :

- la première considère une présence permanente à l'extérieur sans aucune protection pendant le passage du panache, et donne des valeurs théoriques maximales ;
- la deuxième, pour tenir compte de la réalité (proportion respective des populations rurales et urbaines en France) a utilisé des facteurs de correction : ceux-ci considèrent que 20 % du temps sont passés à l'extérieur et 80 % du temps à l'intérieur des habitations ; dans ce dernier cas, on a appliqué un facteur de protection moyen de 0,2 contre le rayonnement existant à l'extérieur des habitations.

### CADARACHE

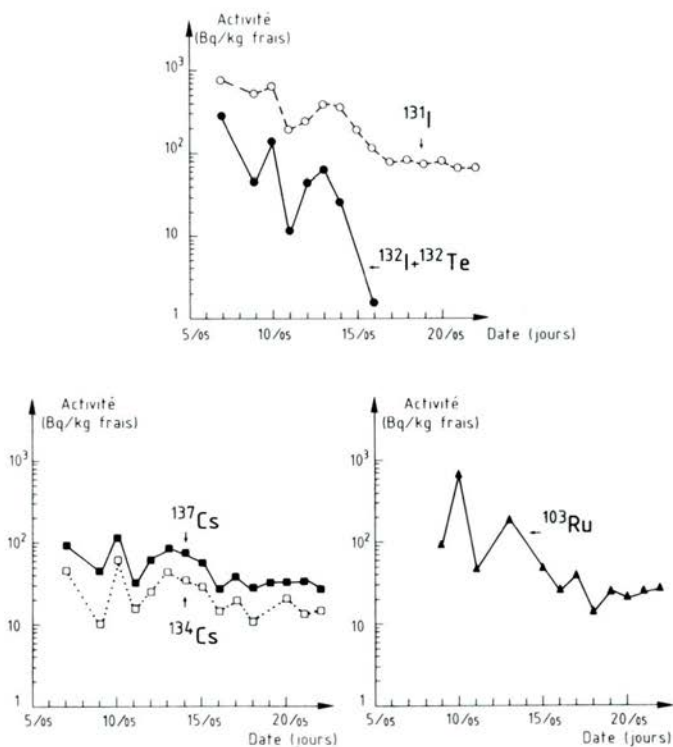


Fig. 11. — Dépôt sur les légumes verts.

### 2.1.2.2. Exposition d'un adulte par inhalation en terme d'équivalent de dose engagé thyroïde

La totalité des radionucléides mesurés a été prise en compte pour ces calculs. Les équivalents de dose engagés à la thyroïde par inhalation sont donnés dans le tableau II. Les résultats ont été obtenus avec les mêmes hypothèses de calcul que celles utilisées au paragraphe précédent.

### 2.1.2.3. Exposition externe aux dépôts en équivalent de dose efficace reçu pendant un an

Comme indiqué en 2.1.1, deux cas différents se présentent :

1. on dispose de mesures de dépôts au sol (Cadarache) directement utilisables, ou de mesures de dépôts sur l'herbe ou les végétaux (La Hague, Saclay, Marcoule) à partir desquelles on peut estimer les dépôts totaux sur le sol (à l'aide des facteurs de captation par la végétation);
2. on ne dispose d'aucune mesure de dépôt, et on ne peut que les estimer à partir des concentrations atmosphériques intégrées.

Pour les calculs d'exposition externe, on a considéré que les dépôts se maintenaient en surface pendant l'année suivant l'accident. Cette hypothèse simplificatrice, qui conduit à une importante surestimation de l'exposition, s'impose en raison des difficultés à prendre en compte les caractéristiques des sols qui conditionnent la migration. Par ailleurs, pour les sols artificiels du milieu urbain, on ne tient pas compte de l'effet de lessivage par temps de pluie. Les résultats en équivalents de dose efficace pour l'année suivant l'accident sont présentés dans le tableau III. Ceux qui correspondent à des mesures de dépôts (au sol ou sur la végétation) sur les sites ou au voisinage sont encadrés. Les calculs ont été effectués en utilisant les mêmes hypothèses que pour estimer les expositions dues au panache à l'exception du facteur de protection à l'intérieur des habitations qui est estimé à 0,05. Une pluviométrie très élevée pendant le passage du nuage majeure l'importance de cette voie d'atteinte.

### 2.1.2.4. Récapitulation sur l'exposition au milieu physique pour la première année après l'accident

Elle est présentée en équivalent de dose efficace dans le tableau IV. Les facteurs de correction précédemment proposés sont pris en compte. On peut comparer cette exposition estimée pour la première année suivant l'accident avec celle qui a été déterminée pour la radioactivité naturelle (fig. 12, exposition externe<sup>(2)</sup>) ramenée en équivalent de dose efficace reçu pendant le même temps.

On constate, en tout état de cause, que l'exposition due à l'accident de Tchernobyl reste inférieure à celle qui résulte de la radioactivité naturelle.

(2) On rappelle que ces données ne prennent pas en considération l'exposition interne due aux descendants du radon et du thoron.



Fig. 12. — Radioactivité naturelle.  
Débit de dose moyen dans l'air par département  
dû aux rayonnements gamma ( $10^{-8}$  Gy.h<sup>-1</sup>) (mesures IPSN).

## 2.2. Exposition due à l'ingestion

Les transferts à l'homme dépendant de la chaîne alimentaire ont deux origines. Les transferts qui proviennent du dépôt des radionucléides sur les végétaux sont qualifiés de directs. Les transferts indirects font intervenir l'absorption par la voie racinaire.

L'interprétation des résultats de mesures relatifs à la chaîne alimentaire ne concerne que les transferts directs dus aux retombées du nuage. On a considéré que les conséquences de ces transferts pouvaient s'observer pendant deux mois (croissance et renouvellement des couvertures végétales pour l'herbe de pâture et les légumes feuilles). Le suivi des transferts indirects demande nécessairement plus de recul et l'influence des caractères agronomiques des sols est telle qu'une utilisation généralisée des valeurs de certains paramètres peut conduire à une interprétation irréaliste. On peut rappeler, cependant, que les niveaux d'activité dus aux transferts indirects des radionucléides à vie longue et moyenne devraient être d'environ deux ordres de grandeur inférieurs à ceux dus aux transferts directs, pour la première année.

Les données limitées dont on a pu disposer ne permettaient pas de prendre en compte l'impact des productions destinées à des consommations différées (longue conservation).

### 2.2.1. Produits animaux

#### Lait

Le tableau V donne l'interprétation des résultats de mesure de l'iode 131 sur le lait de vache et les conséquences sanitaires dues à son ingestion (0,3 l par jour pour l'adulte et 0,7 l pour l'enfant). Les résultats concernent l'environnement de quatre centres où la production laitière destinée à l'homme peut être considérée comme significative ainsi qu'un lait de grand mélange distribué dans la région parisienne. Les périodes de décroissance effectives du lait déterminées graphiquement sont variables de 2,2 j à 4 j. Par rapport à la période attendue de 5,1 jours, ces écarts peuvent être attribués à des stades végétatifs différents pour les pâtures selon les régions, et à leur évolution plus ou moins rapide au moment de l'accident.

Dans le calcul des activités intégrées nécessaires à l'interprétation, on a utilisé une intégration graphique avec interpolation, si nécessaire, suivie dans certains cas d'une intégration mathématique, avec une période effective de décroissance mesurée sur le lait ou sur l'herbe (quand on ne disposait pas de mesures directes sur le lait).

Le Centre de Cadarache a effectué un suivi de l'évolution de l'activité du lait de chèvre d'une exploitation, du 2 au 23 mai 1986. Les résultats observés et les interprétations sont présentés au tableau VII. Les valeurs relativement élevées traduisent un phénomène connu, imputable à un métabolisme différent et à des modes d'alimentation particuliers : les caprins coupent l'herbe plus à la base que les bovins et mangent également des feuilles d'arbustes dont le pouvoir de captation peut être élevé pour certaines espèces. Les interprétations sanitaires ont été faites avec les hypothèses simplificatrices suivantes :

- il faut 5 l de lait pour faire 1 kg de fromage ;
- le temps d'affinage est de 1 mois ;
- la totalité de l'activité de l'iode se retrouve dans le caillé ;
- la consommation quotidienne retenue chez l'adulte est de 0,3 l de lait et 50 g de fromage.

On peut considérer que la consommation de lait de chèvre concerne un individu ou un groupe critique, tandis que la consommation du fromage concerne la population en général.

Le tableau VI présente les résultats relatifs au césium 137 (lait de vache). Pour l'environnement des centres de La Hague et de Valduc, où l'on ne disposait pas de suivi de mesures mais où la production de lait de vache est significative sur le plan économique, les activités intégrées en  $\text{Bq.j.l}^{-1}$  ont

été estimées à partir des mesures faites sur l'herbe de pâture (avec une consommation estimée à 30 kg par jour et en utilisant les paramètres de transfert "fourrage - lait").

En ce qui concerne le lait de chèvre suivi par le Centre de Cadarache, on a utilisé un facteur de transfert technologique  $\frac{^{137}\text{Cs}/\text{gramme de fromage}}{^{137}\text{Cs}/\text{gramme de lait brut}}$  de 0,86. Ces résultats sont présentés avec ceux de l'iode 131 au tableau VII.

#### *Viande*

Le groupe CEA n'a pas fait d'analyse sur des prélèvements de viande bovine produite sur le territoire métropolitain. C'est donc un ordre de grandeur des niveaux (activité intégrée en  $\text{Bq.j.kg}^{-1}$ ) qui est estimé à partir des activités mesurées sur l'herbe de pâture (en utilisant une consommation de 30 kg de fourrage par jour et les paramètres de transfert "fourrage - viande"). Les résultats sont présentés au tableau VIII avec les interprétations sanitaires correspondantes pour l'iode 131 et le césium 137. On a considéré, chez l'adulte, une consommation quotidienne de 150 g, et un délai de 8 jours entre l'abattage et la consommation pour les données relatives à l'iode 131.

#### *Produits végétaux*

Sont concernés, dans cette interprétation, les légumes feuilles (salade, épinard, chou), productions maraîchères continues considérées comme les espèces les plus sensibles aux retombées directes du nuage. Il faut souligner qu'en raison des dispersions importantes observables sur ces types de prélèvements, les interprétations conduisent plutôt à déterminer un ordre de grandeur pour ce vecteur de la chaîne alimentaire. Les concentrations intégrées nécessaires aux interprétations ont été estimées graphiquement ou par le calcul.

Les résultats sont présentés au tableau IX pour une consommation quotidienne de 300 g de légumes non lavés.

### **2.3. Discussion**

Les mesures pratiquées dans les centres du CEA ont pour but d'estimer les niveaux de radioactivité autour des installations, la nature des radionucléides variant suivant les types d'activité des centres. Cette surveillance n'est donc pas adaptée à une situation de type Tchernobyl. On a, cependant, cherché à utiliser les résultats pour apprécier les conséquences sanitaires de l'accident; les estimations présentées dans ce rapport sont très partielles et ne prétendent qu'à donner un ordre de grandeur vis-à-vis des situations locales qui ont pu réellement exister. Ceci résulte à la fois des caractéristiques des mesures et des interprétations.

#### **2.3.1. Mesures**

— Les mesures de dépôts n'ont pas été systématiquement associées aux mesures atmosphériques ni aux conditions observées (pluviométrie, vitesse du vent). Une seule mesure a été faite sur le sol nu (Cadarache), les autres ont été basées sur des mesures de couverture végétale, ce qui nécessite l'utilisation d'un facteur de captation.

- La nature des radionucléides mesurés a été diverse suivant les sites.
- Le CEA n'ayant aucune responsabilité dans la surveillance de la chaîne alimentaire, on a fait des estimations en les complétant par les résultats de mesures très ponctuelles.

Néanmoins, les différentes mesures effectuées au CEA se sont montrées en accord avec celles du SCPRI et nous remercions le prof. P. Pellerin de nous avoir communiqué les résultats de ses analyses dans le milieu physique et sur des échantillons biologiques.

En ce qui concerne les mesures dans le milieu physique, les figures 2 à 7 montrent, pour le paramètre "contamination dans l'air", l'évolution mesurée les 30 avril, 1<sup>er</sup> mai et le reflux à partir du 2 mai (voir rapport SCPRI (RM) - VI/1986).

### **2.3.2. Interprétations**

Des approximations et des simplifications se sont imposées :

- les iodes particulaires et les iodes piégés sur charbon actif ont été considérés comme étant en proportion identique sur tous les points de mesures ;
- les estimations des dépôts à partir des concentrations atmosphériques intégrées n'ont pas toujours tenu compte de certains paramètres fondamentaux (intensité de la pluie, granulométrie des aérosols) ; lorsque les dépôts ont été estimés à partir des couvertures végétales, le facteur de captation utilisé est un compromis entre les facteurs habituellement utilisés par temps sec et par temps de pluie ;
- pour les produits carnés, il n'y a aucune mesure et l'interprétation n'est basée que sur des estimations ;
- les vecteurs alimentaires considérés sont en nombre très réduit, ce qui a entraîné une adaptation dans les données relatives au régime pour évaluer les quantités ingérées ;
- les facteurs de transfert technologique liés aux transformations des produits alimentaires n'ont pas été adaptés aux conditions locales.

## **CONCLUSION**

Avec les réserves qui viennent d'être faites, on peut toutefois essayer de présenter une synthèse des différentes voies d'atteinte analysées. Pour ce faire, on a considéré les situations locales de cinq centres représentatifs de l'implantation en France des installations du CEA et pour lesquels on disposait de résultats de mesure utilisables pour effectuer des estimations sanitaires dans une situation de type Tchernobyl : La Hague (Normandie), Saclay (Ile-de-France), Valduc\* (Bourgogne), Grenoble (Dauphiné), Cadarache (Provence), pour lesquels on a retenu :

- les conséquences de l'exposition au milieu physique (exposition au nuage, inhalation, exposition au dépôt sur un an) ;

---

\* Les mesures atmosphériques faites à Dijon ont été associées au Centre de Valduc.



- les conséquences dues à l'ingestion des composants de la chaîne alimentaire dont la production dans l'environnement des centres est significative.

Les résultats obtenus sont récapitulés dans le tableau X. En admettant que les hypothèses utilisées et les estimations qui en découlent soient les plus réalistes possible, des différences géographiques apparaissent de façon significative; elles sont vraisemblablement liées aux trajectoires et aux conditions météorologiques existantes pendant le passage du nuage sur les lieux de prélèvement.

### Conséquences en France

En l'absence de données précises sur l'hétérogénéité des niveaux de contamination en césium 137 du fourrage qui servira à l'alimentation des animaux pendant l'hiver 1986-1987, il est difficile d'estimer les doses supplémentaires dues à l'ingestion de lait ou de viande. On peut cependant tirer, dès aujourd'hui, des conclusions valables à partir des résultats actuellement disponibles.

— **Dose à la thyroïde.** Celle-ci exprime le risque lié à l'atteinte de la fonction de l'organe et non à l'induction de cancers mortels. Pour la population générale, la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a défini un seuil qui tient compte des différentes classes d'âge et des sensibilités individuelles. Celui-ci est de 250 rem (2,5 Sv), dose engagée sur 50 ans. Pour des raisons pratiques, on en a déduit une limite annuelle de 5 rem (0,05 Sv) qui n'est qu'une valeur moyenne. Quels qu'aient pu être les niveaux observés localement, ils se situent très en dessous de ce seuil de 250 rem (2,5 Sv).

— **Induction de cancers.** La relation dose-effet linéaire sans seuil a été établie pour les besoins de la prévention radiologique. Les hypothèses qui sont à la base du calcul surestiment considérablement le risque. On ne possède, en outre, aucune donnée humaine pour un aussi faible niveau de dose. S'il devait y avoir des cancers induits, ce dont on n'est pas certain aujourd'hui, leur nombre devrait être compris entre zéro et une quarantaine, valeur qu'il faut comparer avec les dix millions de cancers mortels spontanés qui apparaîtront dans la population française sur 50 ans.

En outre, les mesures effectuées pour suivre l'évolution de la contamination interne corporelle des agents du CEA mettent en évidence des valeurs beaucoup plus faibles (5 à 10 fois) que celles qu'avaient laissés prévoir les paramètres des modèles de transfert utilisés. On a relevé les résultats suivants (corps entier): La Hague: 100 Bq, Centres de la région parisienne: 200 Bq, Pierrelatte, Marcoule, Cadarache: 350 Bq, Valduc: 350 Bq, Grenoble: 550 Bq.

Ces résultats montrent, cependant, une corrélation entre les activités moyennes mesurées et les niveaux des retombées régionales en France. Ils doivent être comparés aux 4 500 Bq de potassium 40 naturel, homologue chimique du césium, qui est présent dans tout être humain.

•

*La SFRP remercie l'IPSN de l'avoir autorisée à publier ces résultats.*

TABLEAU I  
Exposition externe au panache et interne par inhalation en équivalent de dose efficace (Sv)

Sites ou stations	Gre-noble	Mar-coule	La Hague	Saclay	Cada-rache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	LeBarp (CESTA)	Pierre-latte	Bruyères leChâtel
Dates des mesures	1 au 11/5	29/4 au 4/5	2/5	1 au 10/5	1 au 10/5	29/4 au 9/5	29/4 au 3/5 4 au 9/5	1 au 2/5	26/4 au 10/5	26/4 au 10/5	1/5	1/5
Durée des mesures (jour)	11	6	1	10	10	11	10	2	15	20	1	1
Equivalent de dose panache (Sv)* sans correction (1) avec correction (2) (mrem) (2)	3,9.10 <sup>-8</sup> 1,4.10 <sup>-8</sup> 0,001	2,9.10 <sup>-7</sup> 1,0.10 <sup>-7</sup> 0,01	4,5.10 <sup>-8</sup> 1,6.10 <sup>-8</sup> 0,002	1,3.10 <sup>-7</sup> 4,7.10 <sup>-8</sup> 0,005	2,4.10 <sup>-7</sup> 8,6.10 <sup>-8</sup> 0,009	3,3.10 <sup>-7</sup> 1,2.10 <sup>-7</sup> 0,012	5,7.10 <sup>-7</sup> 2,1.10 <sup>-7</sup> 0,021	2,9.10 <sup>-8</sup> 1,0.10 <sup>-8</sup> 0,001	2,0.10 <sup>-7</sup> 7,2.10 <sup>-8</sup> 0,007	8,6.10 <sup>-8</sup> 3,1.10 <sup>-8</sup> 0,003	3,4.10 <sup>-8</sup> 1,2.10 <sup>-8</sup> 0,001	6,0.10 <sup>-8</sup> 2,2.10 <sup>-8</sup> 0,002
Equivalent de dose engagé par inhalation (Sv)* sans correction (1) avec correction (2) (mrem) (2)	3,7.10 <sup>-6</sup> 1,3.10 <sup>-6</sup> 0,13	2,2.10 <sup>-5</sup> 7,9.10 <sup>-6</sup> 0,79	1,7.10 <sup>-6</sup> 6,1.10 <sup>-7</sup> 0,061	1,4.10 <sup>-5</sup> 5,0.10 <sup>-6</sup> 0,5	8,7.10 <sup>-6</sup> 3,1.10 <sup>-6</sup> 0,31	1,7.10 <sup>-5</sup> 6,1.10 <sup>-6</sup> 0,61	3,0.10 <sup>-5</sup> 1,1.10 <sup>-5</sup> 1,1	1,5.10 <sup>-6</sup> 5,4.10 <sup>-7</sup> 0,054	1,0.10 <sup>-5</sup> 3,6.10 <sup>-6</sup> 0,36	4,0.10 <sup>-6</sup> 1,4.10 <sup>-6</sup> 0,14	3,9.10 <sup>-6</sup> 1,4.10 <sup>-6</sup> 0,14	2,5.10 <sup>-6</sup> 9,0.10 <sup>-7</sup> 0,09

\* On a pris en compte toutes les formes physico-chimiques de l'iode 131 pour les sites où seul l'iode particulaire atmosphérique avait été mesuré comme indiqué au paragraphe 2.1.1.

(1) Présence permanente à l'extérieur sans aucune correction.

(2) 20 % du temps à l'extérieur sans correction et 80 % du temps à l'intérieur avec un facteur de correction de 0,2 apporté par l'habitation.

TABLEAU II  
**Exposition externe par inhalation en équivalent de dose engagé thyroïde  
 (tous radionucléides mesurés) pour un adulte (Sv)**

Sites ou stations	Gre-noble	Mar-coule	La Hague	Saclay	Cada-rache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	LeBarp (CESTA)	Pierre-latte	Bruyères-leChâtel
Dates des mesures	1 au 11/5	29/4 au 4/5	2/5	1 au 10/5	1 au 10/5	29/4 au 9/5	29/4 au 3/5 4 au 9/5	1 au 2/5	26/4 au 10/5	26/4 au 10/5	1/5	1/5
Durée des mesures (jour)	11	6	1	10	10	11	10	2	15	20	1	1
Equivalent de dose engagé thyroïde par inhalation (Sv)*												
sans correction (1)	$7,3 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$4,6 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$7,2 \cdot 10^{-5}$	$6,5 \cdot 10^{-5}$
avec correction (2)	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$6,8 \cdot 10^{-5}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$5,8 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$
(mrem) (2)	3	10	2	7	8	12	20	2	6	2	3	2

\* On a pris en compte toutes les formes physico-chimiques de l'iode 131 pour les sites où seul l'iode particulaire atmosphérique avait été mesuré comme indiqué au paragraphe 2.1.1.

(1) Présence permanente à l'extérieur sans aucune correction.

(2) 20 % du temps à l'extérieur sans correction et 80 % du temps à l'intérieur avec un facteur de correction de 0,2 apporté par l'habitation.

TABLEAU III  
**Exposition externe aux dépôts pendant un an  
 en équivalent de dose efficace (Sv)**

Sites ou stations	Grenoble	Marcoule	La Hague	Saclay	Cada-rache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	LeBarp (CESTA)	Pierre-latte	Bruyères-leChâtel
Equivalent de dose du aux dépôts (Sv en 1 an) :												
sans correction (1)	$3,7 \cdot 10^{-5}$	$9,3 \cdot 10^{-4}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$9,8 \cdot 10^{-6}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$
avec correction (2)	$8,9 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$7,0 \cdot 10^{-7}$	$7,7 \cdot 10^{-7}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-6}$
(mrem en 1 an) avec correction (2)	0,9	22	0,07	0,8	4	2	41	0,2	15	5	13	0,5

(1) Présence permanente à l'extérieur sans aucune correction pendant 1 an.

(2) 20 % du temps à l'extérieur sans correction et 80 % du temps à l'intérieur avec un facteur de correction de 0,05 apporté par l'habitation.

à partir de mesures de dépôts.

TABLEAU IV

Récapitulation de l'exposition au milieu physique en équivalent de dose efficace  
(exposition externe au panache + interne par inhalation + externe aux dépôts)  
Bilan de la première année après l'accident (Sv)

Sites ou stations	Gre-noble	Mar-coule	La Hague	Saclay	Cada-rache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	LeBarp (CESTA)	Pierre-latte	Bruyères le Châtel
Equivalent de dose efficace total (1) (Sv)	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$8,9 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-6}$
(mrem)	1	23	0,1	1	4	3	42	0,3	15	5	13	0,6

(1) Avec les facteurs de correction mentionnés dans le texte et dans les tableaux I et III.

à partir des mesures.

Equivalent de dose efficace dû à l'exposition externe naturelle* (Sv)	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$5,7 \cdot 10^{-4}$	non mesuré	$5,1 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-4}$
(mrem)	46	57	-	51	43	51	73	60	50	55	57	51

\* Pour l'exposition naturelle dans le département de la Meuse (Verdun) non mesurée, on a utilisé la moyenne d'un département voisin, la Moselle.

TABLEAU V  
**Interprétation des résultats de mesure de l'iode 131 sur le lait de vache**  
**Estimation des conséquences sanitaires dues à l'ingestion**

	La Hague	Saclay	Valduc	Grenoble	Lait Région parisienne
Valeur maximale (Bq. l <sup>-1</sup> )	52	60	480	233	52
Nombre de prélèvements mesurés	3	4	9	6	15
Méthode de calcul Période effective utilisée (T)	* T = 2,2 j observée graphiquement	*** T = 3,5 j observée graphiquement	* T = 4 j observée graphiquement	** T = 2,5 j observée graphiquement	*** T = 4 j observée graphiquement
Activité intégrée (Bq. j.l <sup>-1</sup> )	165	300	2 560	990	460
Equivalent de dose engagé efficace adulte (Sv)	7,1.10 <sup>-7</sup>	1,3.10 <sup>-6</sup>	1,1.10 <sup>-5</sup>	4,2.10 <sup>-6</sup>	2,0.10 <sup>-6</sup>
Equivalent de dose engagé à la thyroïde adulte (Sv)	2,3.10 <sup>-5</sup>	4,2.10 <sup>-5</sup>	3,6.10 <sup>-4</sup>	1,4.10 <sup>-4</sup>	6,5.10 <sup>-5</sup>
Equivalent de dose engagé à la thyroïde enfant (Sv)	4,3.10 <sup>-4</sup>	7,8.10 <sup>-4</sup>	6,6.10 <sup>-3</sup>	2,6.10 <sup>-3</sup>	1,2.10 <sup>-3</sup>

\* Intégration mathématique.

\*\* intégration graphique.

\*\*\* intégration graphique + intégration mathématique.

TABLEAU VI  
 Interprétation des résultats des niveaux d'activité de césium 137 sur le lait de vache  
 Estimation des conséquences sanitaires dues à l'ingestion

	La Hague	Saclay	Vaiduc	Grenoble	Lait Région parisienne
Valeur maximale (Bq. l <sup>-1</sup> )	-	13	-	180	13
Nombre de prélève- ments mesurés	-	6	-	14	13
Méthode de calcul Période effective utilisée (T)		* T = 13,5 j observée graphiquement		* T = 11,4 j observée graphiquement	* T = 30 j théorique
Activité intégrée (Bq. j.l <sup>-1</sup> )	70 (**)	305	225 (**)	2 780	285
Equivalent de dose engagé efficace adulte (Sv)	2.8.10 <sup>-7</sup>	1.2.10 <sup>-6</sup>	9.1.10 <sup>-7</sup>	1.1.10 <sup>-5</sup>	1.2.10 <sup>-6</sup>

\* Intégration graphique + intégration mathématique.

(\*\*) L'activité intégrée en Bq.j.l<sup>-1</sup> a été estimée à partir des mesures faites sur l'herbe de pâture.

TABLEAU VII

**Interprétation des résultats de mesure de l'iode 131  
et du césium 137 sur un lait de chèvre (environnement de Cadarache)\*  
Conséquences sanitaires pour l'adulte**

		Iode 131	Césium 137
Valeur maximale (Bq.l <sup>-1</sup> )		2 000	74
Nombre de prélèvements mesurés		18	18
Méthode de calcul		Intégration graphique	Intégration mathématique
Période effective utilisée (T)		T = 4,5 j déterminée graphiquement	T = 14,2 j déterminée graphiquement
Activité intégrée dans le lait (Bq.j.l <sup>-1</sup> )		11 800	1 330
Activité intégrée pour le fromage (Bq.j.kg <sup>-1</sup> )		4 400	1 145
Equivalent de dose engagé efficace (Sv)	Lait	5,1.10 <sup>-5</sup>	5,4.10 <sup>-6</sup>
	Fromage	3,1.10 <sup>-6</sup>	7,7.10 <sup>-7</sup>
Equivalent de dose engagé thyroïde (Sv)	Lait	1,7.10 <sup>-3</sup>	—
	Fromage	1,0.10 <sup>-4</sup>	—

\* Voir hypothèse dans le texte.

TABLEAU VIII

**Estimation des niveaux d'activité de l'iode 131 et du césium 137  
dans la viande bovine à partir des mesures d'activité  
faites sur l'herbe de pâture  
Estimation des conséquences sanitaires dues à l'ingestion**

		La Hague	Saclay	Valduc
Activité intégrée (Bq.j.kg <sup>-1</sup> )	<sup>131</sup> I (*)	680	2 425	5 135
	<sup>137</sup> Cs	205	1 740	640
Equivalent de dose engagé efficace adulte (Sv)	<sup>131</sup> I (*)	1,5.10 <sup>-6</sup>	5,2.10 <sup>-6</sup>	1,1.10 <sup>-5</sup>
	<sup>137</sup> Cs	4,2.10 <sup>-7</sup>	3,5.10 <sup>-6</sup>	1,3.10 <sup>-6</sup>
Equivalent de dose engagé thyroïde adulte (Sv)	<sup>131</sup> I (*)	4,8.10 <sup>-5</sup>	1,7.10 <sup>-4</sup>	3,6.10 <sup>-4</sup>

(\*) Les valeurs relatives à l'iode 131 ont été calculées avec un délai de 8 jours entre l'abattage et la consommation.



TABLEAU IX

**Niveau d'activité  
dans les légumes feuilles  
Estimation des conséquences sanitaires  
dues à l'ingestion**

		<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	<sup>134</sup> Cs	<sup>103</sup> Ru	<sup>132</sup> Te	<sup>140</sup> Ba	<sup>106</sup> Ru
Cadarache 15 prélèvements	Valeur maximale (Bq.kg <sup>-1</sup> )	740	120	61	170	150	NM	NM
	Activité intégrée (Bq.j.kg <sup>-1</sup> )	5 200	1 640	920	1 380	450	—	—
	Conséquences sanitaires	Equivalent de dose efficace engagé en Sv : $3,5 \cdot 10^{-5}$ Equivalent de dose engagé thyroïde en Sv : $7,6 \cdot 10^{-4}$						
La Hague 4 prélèvements	Valeur maximale (Bq.kg <sup>-1</sup> )	6	3	2	2	NM	NM	NM
	Activité intégrée (Bq.j.kg <sup>-1</sup> )	17	30	18	11	—	—	—
	Conséquences sanitaires	Equivalent de dose efficace engagé en Sv : $3,0 \cdot 10^{-7}$ Equivalent de dose engagé thyroïde en Sv : $2,6 \cdot 10^{-6}$						
Nice 1 prélèvement	Valeur maximale (Bq.kg <sup>-1</sup> )	150	287	147	342	NM	123	52
	Activité intégrée (Bq.j.kg <sup>-1</sup> )	1 350	7 495	3 840	6 750	—	1 520	1 315
	Conséquences sanitaires	Equivalent de dose efficace engagé en Sv : $6,3 \cdot 10^{-5}$ Equivalent de dose engagé thyroïde en Sv : $2,4 \cdot 10^{-4}$						

TABLEAU X  
**Récapitulation des conséquences sanitaires des différentes voies d'atteinte pour l'adulte**  
**Equivalent de dose efficace (en Sv)**  
**Bilan pour la première année après le passage du nuage**

	Normandie (La Hague)	Ile-de-France (Saclay)	Bourgogne (Valduc)	Dauphiné (Grenoble)	Provence (Cadarache)
<b>Milieu physique (1) (2)</b>					
— panache	1,6.10 <sup>-8</sup>	4,7.10 <sup>-8</sup>	7,2.10 <sup>-8</sup>	1,4.10 <sup>-8</sup>	8,6.10 <sup>-8</sup>
— inhalation	6,1.10 <sup>-7</sup>	5,0.10 <sup>-6</sup>	3,6.10 <sup>-6</sup>	1,3.10 <sup>-6</sup>	3,1.10 <sup>-6</sup>
— dépôt	7,0.10 <sup>-7</sup>	7,7.10 <sup>-6</sup>	1,5.10 <sup>-4</sup>	8,9.10 <sup>-6</sup>	3,6.10 <sup>-5</sup>
<b>Somme</b>	1,3.10 <sup>-6</sup>	1,3.10 <sup>-5</sup>	1,5.10 <sup>-4</sup>	1,0.10 <sup>-5</sup>	3,9.10 <sup>-5</sup>
<b>Chaîne alimentaire</b>					
— lait de vache	1,0.10 <sup>-6</sup>	3,2.10 <sup>-6</sup> (3)	1,1.10 <sup>-5</sup>	1,5.10 <sup>-5</sup>	—
— viande bovine	1,9.10 <sup>-6</sup>	8,7.10 <sup>-6</sup>	1,2.10 <sup>-5</sup>	—	—
— légumes feuilles	3,0.10 <sup>-7</sup>	—	—	—	3,5.10 <sup>-5</sup>
— fromage de chèvre	—	—	—	—	4,0.10 <sup>-6</sup>
<b>Somme</b>	3,2.10 <sup>-6</sup>	1,2.10 <sup>-5</sup>	2,3.10 <sup>-5</sup>	1,5.10 <sup>-5</sup>	3,9.10 <sup>-5</sup>
<b>TOTAL DES VOIES D'ATTEINTE</b>	4,05.10 <sup>-6</sup> (0,5 mrem)	2,5.10 <sup>-5</sup> (2,5 mrem)	1,7.10 <sup>-4</sup> (17 mrem)	2,5.10 <sup>-5</sup> (2,5 mrem)	7,8.10 <sup>-5</sup> (8 mrem)

(1) Avec les facteurs de correction mentionnés dans le texte.

(2) Les résultats observés à Dijon ont été appliqués à Valduc.

(3) On a considéré le lait de grande consommation de la région parisienne.