



**CONSÉQUENCES RADIOÉCOLOGIQUES ET DOSIMÉTRIQUES
DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL EN FRANCE**

Ph. Renaud, K. Beaugelin, H. Maubert, Ph. Ledenvic

Rapport IPSN 97-03



INSTITUT DE PROTECTION ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

DÉPARTEMENT DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Service d'Études et de Recherches sur les transferts dans l'Environnement

CE/Cadarache - Bât. 159 - 13108 SAINT-PAUL-LEZ-DURANCE CEDEX, France - Télécopie : (33) 42.25.49.48 - Tél. : (33) 42.25.33.41

Demandeur	DSIN
Référence de la demande	Note DSIN-FAR/SD4/n°40909
Numéro de la fiche d'action	4012

**Conséquences radioécologiques et dosimétriques
de l'accident de Tchernobyl en France**

Ph. RENAUD - K. BEAUGELIN - H. MAUBERT - Ph. LEDENVIC

Rapport IPSN 97 - 03

Novembre 1997

	Réservé à l'unité		Autorisation de diffusion		
	Auteur(s)	Vérificateurs*	Chef du SERE	Chef du DPRE	Directeur de l'IPSN
Noms	Ph. RENAUD	D. CALMET, A. DESPRES	Ph. PICAT	J. C. BARESCUT	P/M. LIVOLANT
Dates	26/11/97	1/12/97 26.11.97	26.11.97	1/12/97	28.11.97
Signatures					D. Quéniart

* rapport sous assurance de la qualité

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les organismes qui ont contribué à l'obtention des données qui sont à la base de ce rapport, notamment :

l' **Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, (OPRI)**

la **Direction Générale de la Consommation, de la Concurrence et de la Répression des Fraudes (DGCCRF)**

le **Centre National d'Étude Vétérinaires et Alimentaires (CNEVA)**

Électricité De France (EDF)

la **Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la RADioactivité (CRIIRAD)**

et tiennent également à souligner la contribution particulière des membres de leur service chargés des études de sites en France : Y. Baudin-Jaurent, P. Bouisset, D. Calmet, B. Descamps, L. Foulquier, G. Gontier, L. Jourd'heuil, A. Lambrechts, M. Masson, M. Pally et F. Vray,

ainsi que J. M. Métivier pour les données géographiques.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	4
2. OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE	4
3. CARACTÉRISATION DES DÉPÔTS DE RADIOACTIVITÉ	7
4. ACTIVITÉS SURFACIQUES RÉMANENTES	10
4.1 MOYENNES DÉPARTEMENTALES POUR LES PRAIRIES ET LES SURFACES AGRICOLES	10
4.1.1 Césium 137	10
4.1.2 Iode 131	13
4.2 MOYENNES DÉPARTEMENTALES POUR LES SURFACES BOISÉES	15
4.3 ACTIVITÉS SURFACIQUES MAXIMALES	16
5. CONTAMINATION DES PRODUCTIONS AGRICOLES ET DES ALIMENTS	21
5.1 ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES EN 1986 ET 1987	21
5.1.1 Lait, herbe et foin	21
5.1.2 Légumes	24
5.1.3 Céréales	24
5.1.4 Fruits	25
5.2 ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES DEPUIS 1991	25
5.3 VARIABILITÉ NATURELLE	29
5.4 ACTIVITÉS MASSIQUES MAXIMALES	30
6. CONTAMINATION DES PRODUITS NATURELS, SEMI-NATURELS ET DE L'EAU DE BOISSON	31
6.1.1 Champignons	32
6.1.2 Poissons de rivière	33
6.1.3 Thym, noisettes et miel	33
6.1.4 Gibier	34
6.1.5 Eau de boisson	34
7. ÉVALUATIONS DOSIMÉTRIQUES	36
7.1 EXPOSITIONS MOYENNES DES POPULATIONS	36
7.1.1 Hypothèses de calcul	36
7.1.2 Année 1986	37
7.1.3 Années 1987-1996	41
7.1.4 Années 1997-2046	42
7.2 EXPOSITIONS MAXIMALES DE CERTAINES CATÉGORIES SOCIO-PROFESSIONNELLES	43
8. PROPOSITIONS POUR LA SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT	49
9. CONCLUSION	49
10. BIBLIOGRAPHIE	50
11. LISTE DES FIGURES	53
12. LISTE DES TABLEAUX	55

1. Introduction

La présente étude a pour objectif de dresser un bilan des conséquences radioécologiques et dosimétriques de l'accident de Tchernobyl en France, ainsi qu'un pronostic pour les années à venir. Elle a été réalisée à la demande de la Direction de la Sûreté des Installations Nucléaires (DSIN) en liaison avec les différents organismes ayant effectué des mesures suite à cet accident.

Elle repose sur l'utilisation combinée de résultats de mesures et de la modélisation, avec notamment l'utilisation du logiciel ASTRAL développé par l'IPSN (cf. annexe 1).

Les mesures disponibles sont variées : activités volumiques de l'air, de l'eau, activités massiques de sols, de productions agricoles, de produits alimentaires transformés, de produits naturels...Leurs origines sont diverses : OPRI¹, IPSN², DGCCRF³, CNEVA⁴, CRIIRAD⁵. Cependant, et malgré leur nombre, elles ne permettent pas à elles seules de dresser ce bilan, qui n'est possible que par la modélisation.

ASTRAL est un logiciel d'évaluation des conséquences radiologiques d'un accident. Il permet d'établir la correspondance entre les Activités Surfaiques Rémanentes des sols (ASR en Bq.m⁻²), les activités massiques des productions agricoles et les doses individuelles et collectives résultant des expositions externe et interne (inhalation et ingestion de denrées contaminées) (Maubert 97, Renaud 97).

Les résultats des principaux documents de synthèse sur l'accident de Tchernobyl et de ses conséquences sont également utilisés, y compris ceux relatifs aux républiques de l'ex-Union Soviétique, soit comme source d'informations et de données complémentaires, soit à titre comparatif avec les résultats de la présente étude (Jacob 96, AIEA 97, Krychev 91).

2. Objectif et méthodologie

Ce rapport a les objectifs suivants :

- établir une carte des dépôts moyens dus à l'accident de Tchernobyl en France et localiser les zones pouvant présenter les dépôts les plus élevés, confronter les mesures de concentrations dans les productions agricoles aux valeurs théoriques issues de la modélisation aussi bien pour les moyennes que pour les valeurs maximales et, enfin, établir les conséquences de l'accident en termes de doses en considérant aussi bien des expositions moyennes que le cas d'individus particulièrement exposés.
- attirer l'attention sur les zones et les produits où les concentrations en césium 137 (¹³⁷Cs) peuvent être encore élevées,
- présenter un avis d'expert avec les principaux résultats qui le sous-tendent sans alourdir le texte avec les recueils de données d'origine et les éléments d'analyse et de calcul, disponibles par ailleurs.

Méthodologie

L'utilisation d'ASTRAL nécessite tout d'abord de caractériser les dépôts radioactifs. Les importances relatives des dépôts qui se sont effectués par temps sec et lors des pluies, ainsi que les hauteurs de précipitations durant le passage des masses d'air contaminées, constituent des informations à fournir au logiciel préalablement à toute estimation. Par ailleurs, les mesures de césium 137 offrant, surtout sur le long terme, une vue beaucoup plus complète de l'état de contamination des différents compartiments de l'environnement, l'étude des rapports isotopiques permet d'étendre cette connaissance aux autres radionucléides : ¹³⁴Cs, ¹⁰³Ru et ¹⁰⁶Ru notamment. Cette caractérisation des dépôts est basée sur des mesures d'activité dans l'air et dans les eaux de pluie effectuées par l'OPRI et le CEA, ainsi que sur des estimations fournies par l'UNSCEAR, les hauteurs des précipitations étant fournies par la Météorologie Nationale.

¹ Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, ex SCPRI désigné sous le vocable OPRI dans l'ensemble du rapport

² Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire

³ Direction Générale de la Consommation, de la Concurrence et de la Répression des Fraudes

⁴ Centre National d'Etudes Vétérinaires et Alimentaires

⁵ Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la RADioactivité

Si le terme de « dépôt » désigne le processus par lequel les aérosols radioactifs se sont déposés sur les surfaces par temps sec ou y ont été précipités lors des pluies au début de mai 1986, la notion d'« Activité Surfactive Rémanente » (ASR) désigne, après ce dépôt initial superficiel, l'activité qui subsiste au cours du temps et qui est estimée à partir de mesures, qu'il s'agisse de mesures de sol, d'herbe, de lait, de légumes... échantillonnés en 86 ou par la suite.

A partir des mesures de lait et de légumes-feuilles effectuées en mai 1986 par l'OPRI, le logiciel ASTRAL permet de dresser une carte des ASR moyennes en césium 137 et en iode 131 sur les surfaces agricoles de l'ensemble du territoire métropolitain immédiatement après les dépôts. Les estimations basées sur des échantillons de lait prélevés par l'OPRI, présentent l'intérêt d'être représentatives de très vastes surfaces. En effet, l'activité du lait rend compte de l'activité moyenne de l'herbe sur une surface de prairie de plusieurs dizaines de mètres carrés. A cet effet « intégrateur » de l'animal vient s'ajouter l'échantillonnage de l'OPRI qui se fait non pas dans une ferme particulière mais dans les plus grands centres de collecte départementaux. Ces estimations d'ASR peuvent être comparées à celles faites par l'OPRI ou la CRII-RAD sur la base de mesures de sols. Par ailleurs, l'utilisation d'études régionales spécifiques menées par l'IPSN dans les Vosges et le Mercantour permet d'estimer les ASR sur les autres surfaces, boisées et montagneuses notamment.

Une deuxième utilisation d'ASTRAL permet, pour d'autres productions agricoles, de vérifier la concordance entre les activités massiques calculées à partir de ces ASR et les mesures effectuées par l'OPRI et la DGCCRF de 1986 à 1989, puis celles effectuées par l'IPSN depuis 1992, dans le cadre soit du suivi des sites nucléaires, soit des observatoires de la radioactivité (mesures consignées dans la Base de Données SYLVESTRE). Cette confrontation entre des résultats de calcul fournis par ASTRAL et des résultats de mesures effectuées notamment par le CNEVA, est également faite pour les activités massiques maximales atteintes.

Enfin, le logiciel ASTRAL permet de calculer, pour chacune des zones identifiées sur les cartes, les doses individuelles moyennes pour la première année (1986), les dix années suivantes (1987-1996) et les 50 années à venir (1997-2046), à partir des ASR ainsi calculées et validées. Il permet également d'étudier les contributions relatives des voies externe et interne, des différents radionucléides et de chaque catégorie de denrées consommées. Ces estimations de dose concernent aussi bien des individus de référence, représentatifs de la majeure partie de la population, que certaines catégories socioprofessionnelles particulièrement exposées. Les comparaisons entre les estimations d'ASTRAL et les mesures faites dans différents compartiments de l'environnement et à différents niveaux de la chaîne alimentaire, confèrent à ces estimations une plus grande crédibilité. Elles sont par la suite confrontées à celles faites dans d'autres pays touchés par l'accident de Tchernobyl, notamment l'Allemagne, la Biélorussie, la Russie et l'Ukraine, ainsi qu'aux valeurs proposées par l'UNSCEAR.

Ainsi, l'utilisation d'ASTRAL permet :

- d'ordonner les résultats de mesures : par la prise en compte des dynamiques d'évolution des activités massiques des productions agricoles, ASTRAL permet d'interpréter des mesures qui fluctuent souvent de plus d'un facteur 1000 dans les semaines qui suivent les dépôts radioactifs,
- de faire ressortir la cohérence entre les différents types de mesures dont on dispose : sols, légumes-feuilles, herbe, lait de vache, de chèvre...ainsi qu'entre les mesures faites en 1986 et les plus récentes,
- de combler les lacunes existantes pour certains types de mesures ou à certaines périodes en leur attribuant une valeur théorique, validée par la comparaison entre mesures et calculs lorsqu'elle est possible,
- et d'estimer ainsi les doses reçues.

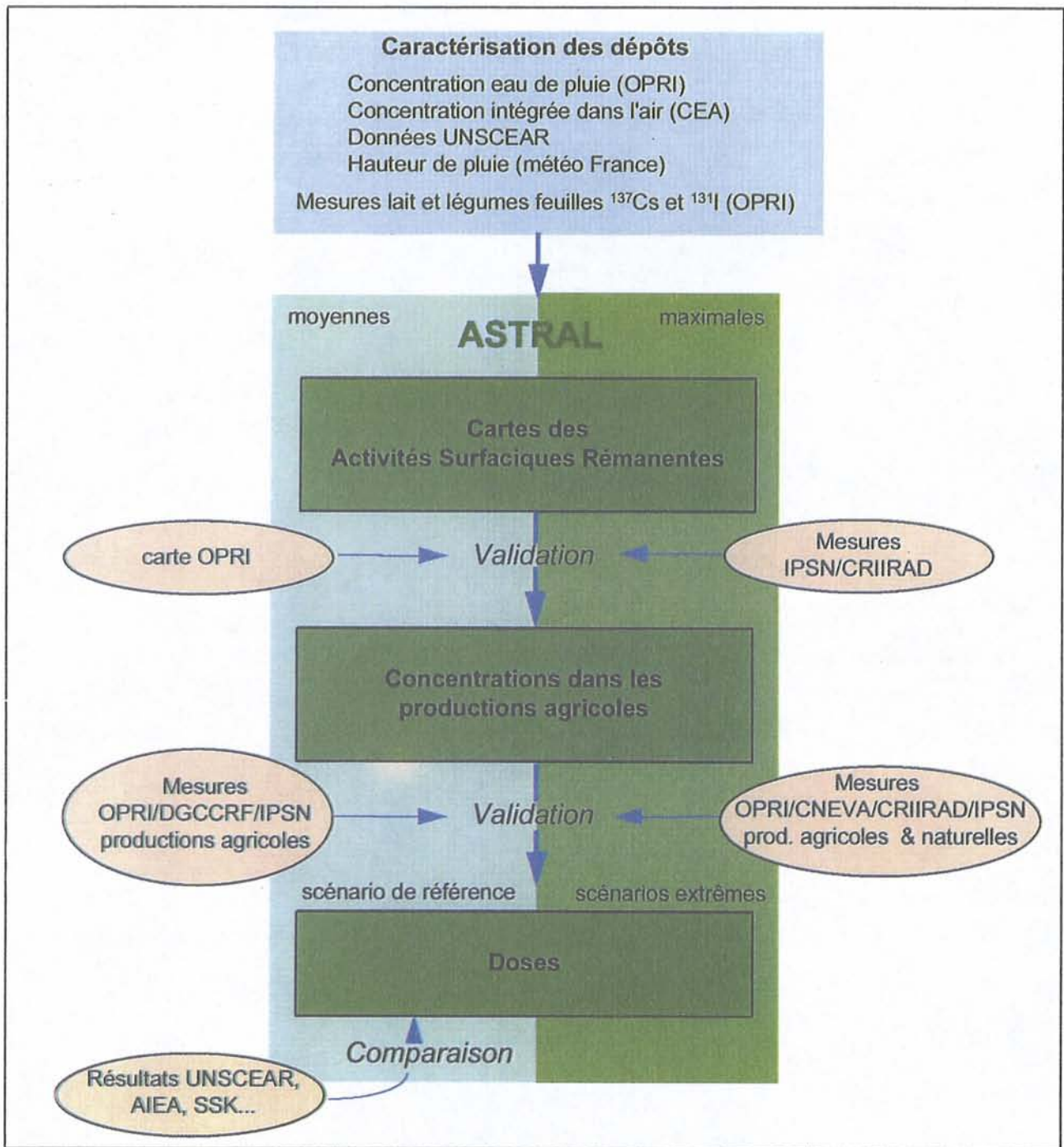


Figure 1 : Méthode d'évaluation

3. Caractérisation des dépôts de radioactivité

Les retombées de l'accident de Tchernobyl en France concernent pour l'essentiel l'iode 131, les césiums 134 et 137, les ruthéniums 103 et 106, ainsi que différents tellures. Des recherches menées par l'IPSN au voisinage de Tchernobyl ont montré que les rapports Pu/Cs et Sr/Cs dans les sols diminuent rapidement avec la distance au réacteur accidenté (Besnus 96) : les retombées de plutonium et de strontium dues à cet accident ont donc été très limitées en France. Aussi, leur présence sur certains sols du territoire métropolitain est principalement attribuable aux essais atmosphériques d'armes nucléaires dans l'hémisphère Nord ; ces essais ont également entraîné des dépôts significatifs de césium 137 sur l'ensemble de cet hémisphère (cf chapitre 5.2).

Les retombées de l'accident de Tchernobyl sur le sol français ont débuté le 30 avril, après que le panache a survolé la plupart des pays de l'Europe du Nord et de l'Europe Centrale. La figure 2 représente les précipitations et le sens de circulation du panache au-dessus de la France. Les deux trajets de masses d'air qui sont indiqués correspondent à deux rejets successifs bien distincts qui ont eu lieu le 27 avril à quelques heures d'écart. Soumis à des conditions météorologiques différentes, les masses d'air sont ainsi parvenues en France entre le 30 avril et le 5 mai 1986.

L'importance des dépôts a été étroitement liée aux conditions dans lesquelles ils se sont produits. Ils ont été plus importants sur les zones où il a plu durant le passage des masses d'air contaminé. Les mesures d'activité volumique de l'eau de pluie consignées dans le bulletin édité en mai 86 par l'OPRI (SCPRI 86-89) permettent d'estimer les dépôts résultant des pluies sur plusieurs stations de mesures (tableau 1). C'est l'Est de la France, avec des précipitations supérieures à 20 mm, qui a été le plus touché. De nombreuses communes ou sites ont reçu par les pluies des dépôts dépassant les 2000 Bq.m² de césium 137. La bande centrale a reçu des dépôts 7 fois moins importants en moyenne, résultant de hauteurs de précipitations inférieures à 10 mm. L'Ouest de la France, bien que plus fortement arrosé, est encore plus faiblement touché, ceci en raison de l'appauvrissement des masses d'air en radionucléides (lessivage du panache).

Dans son rapport sur l'accident de Tchernobyl, l'IPSN présente l'évolution des concentrations des radionucléides dans l'air sur plusieurs sites dans les premiers jours de mai 1986 (IPSN 86). L'UNSCEAR propose également des valeurs moyennes des concentrations intégrées dans l'air, suivant un découpage Est/Centre/Ouest (UNSCEAR 88). A partir de ces données, les dépôts moyens par temps sec ont été estimés sur ces trois zones. Les dépôts lors des pluies correspondent aux moyennes du tableau 1.

Le tableau 2 présente l'importance relative des dépôts secs (s), calculés à partir de l'activité mesurée dans l'air, et humides (h) ainsi qu'une première estimation des dépôts totaux moyens en césium 137 sur quelques sites. Le rapport entre ces deux types de dépôt (h/s) est compris entre 2 et 7 sauf dans un cas, ce qui montre une nette prédominance de la contribution du dépôt humide : il constitue ainsi 66 à 88 % du dépôt total. Il existe bien sûr des endroits où les précipitations ont été très faibles et pour lesquels il y a prédominance du dépôt sec (partie centrale de la France). Les dépôts totaux moyens en césium 137 sur les surfaces agricoles vont de 120 Bq.m² dans l'Ouest du pays à 3560 Bq.m² dans l'Est où des valeurs peuvent dépasser localement 6000 Bq.m².

Les rapports isotopiques entre le césium 137 et les autres radionucléides sont constants sur les trois zones et en bonne concordance avec ceux couramment annoncés (tableau 1). En particulier, l'UNSCEAR (UNSCEAR 88) donne pour les dépôts totaux : $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs} = 2$, $^{137}\text{Cs}/^{103}\text{Ru} = 0,7$, $^{137}\text{Cs}/^{106}\text{Ru} = 3$ et $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I} = 0,13$ à 0,2. Le rapport isotopique $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I}$ calculé à partir des mesures d'eau de pluies effectuées par l'OPRI est plus élevé. Lors des dépôts par temps sec, l'iode, notamment l'iode organique, se dépose 10 fois plus vite que les aérosols (Müller 93). Il en résulte que la prise en compte des deux types de dépôts (sec et humide) conduit à un rapport isotopique du dépôt total proche de celui proposé par l'UNSCEAR.

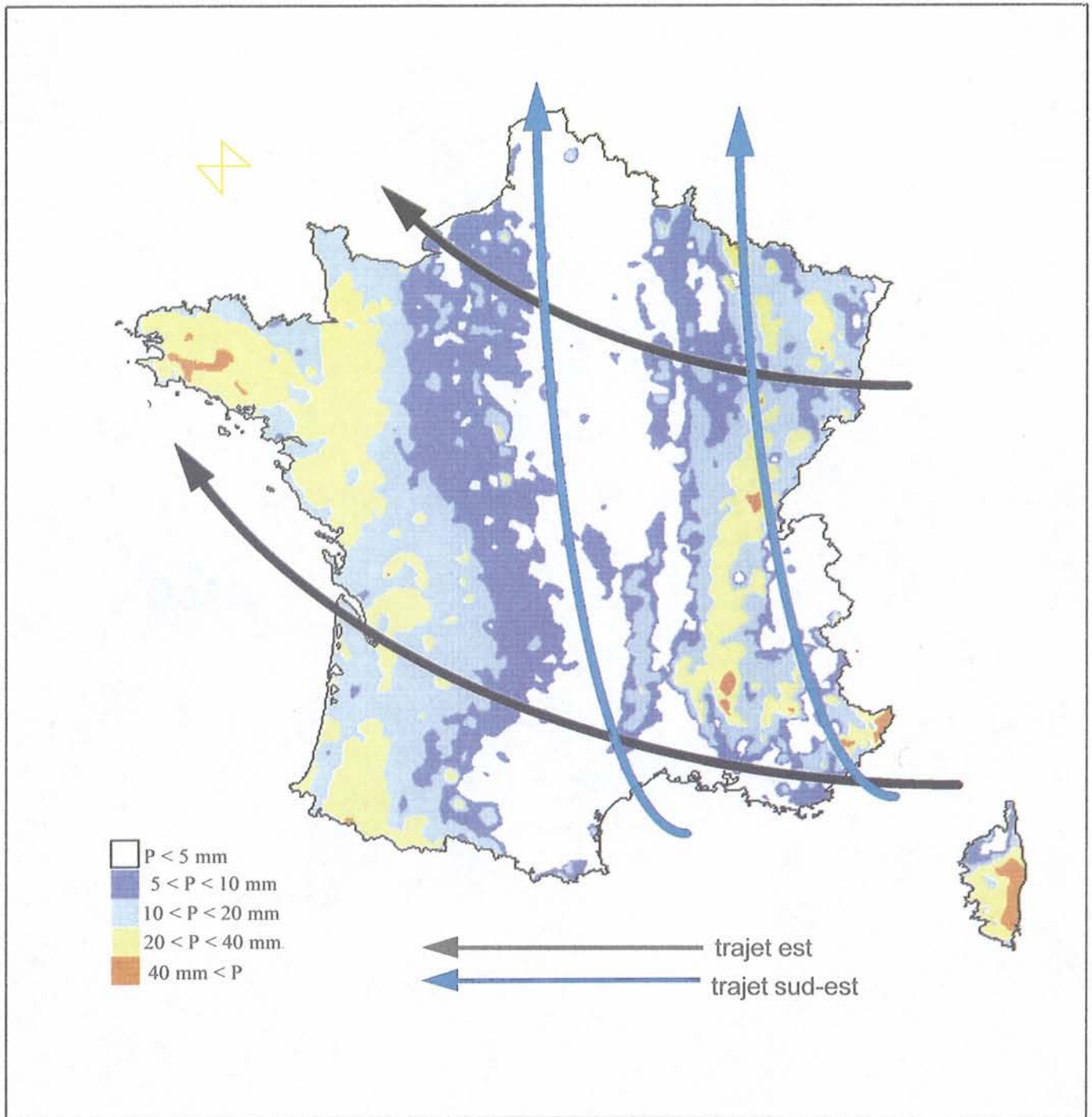


Figure 2 : mouvements des masses d'air et précipitations du 1 au 5 mai 1986

Tableau 1 : Évaluation des dépôts humides dans l'Est, le Centre et l'Ouest de la France (Données OPRI et UNSCEAR)

Station	Bq.m ⁻² précipités entre le 1 et le 5 mai 86						Rapports isotopiques (-)				
	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³¹ I	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs/ ¹⁰³ Ru	¹³⁷ Cs/ ¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs/ ¹³¹ I	¹³⁷ Cs/ ¹³⁴ Cs	
Cruas (07)			28900	340	2200	6100			0.2	2.8	EST
Cadarache (13)			41000	100	2100	5500			0.1	2.6	
Méaudre (38)	7500	1700	18000	190	2100	4500	0.6	2.6	0.3	2.1	
St-Alban (38)			18000	120	1800	4200			0.2	2.3	
Grenoble (38)			15100	540	1400	3200			0.2	2.3	
Vioménil (88)	3900	780	17000	80	1100	2300	0.6	2.9	0.1	2.1	
Bugey (01)			15000	50	1600	2000			0.1	1.1	
Marcoule (30)			13000								
Tricastin (26)			7100	90	860	1500			0.2	1.7	
Briançon (05)	710	170	440	10	260	560	0.8	3.3	0.1	2.2	
Bussy le Gnd (21)	570	120	3100		160	350	0.6	2.9	0.1	2.2	
Creys (38)			11000	40		150			0.01		
Montfaucon (30)	480	100	230	10	60	130	0.3	1.3	0.6	2.2	
Fessenheim (68)			17000	120	140	190			0.01	1.5	
Moyenne	2630	570	14660	140	1170	2360	0.6	3	0.2	2	
Station	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³¹ I	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs/ ¹⁰³ Ru	¹³⁷ Cs/ ¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs/ ¹³¹ I	¹³⁷ Cs/ ¹³⁴ Cs	CENTRE
Bellenaves (03)	2900	660	17000	80	690	1500	0.5	2.3	0.1	2.2	
Chooz (08)			6100			780			0.1		
Le Vésinet (78)	370	90	2300	3	120	260	0.7	2.9	0.1	2.2	
Saclay (91)			2250								
St Laurent (41)			2100			330			0.2		
Paluel (76)			2300								
Dampierre (45)			1500								
Avoine (37)			970			140			0.1		
Gravelines (59)			740								
Lille (59)	180	50	80	1	70	130	0.7	2.6	1.6	1.9	
Nainville (91)	110	20	580		30	50	0.5	2.5	0.1	1.7	
Fontenay (92)			30								
Moyenne	890	210	3000	30	230	460	0.6	3	0.3	2	
Station	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³¹ I	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs/ ¹⁰³ Ru	¹³⁷ Cs/ ¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs/ ¹³¹ I	¹³⁷ Cs/ ¹³⁴ Cs	
Cléville (14)	310	70	760		80	160	0.5	2.3	0.2	2.0	
Anglade (33)	210	50	1100		50	100	0.5	2.0	0.1	2.0	
Bordeaux (33)	40		50	1	10	30	0.8		0.6	3.0	
Rennes (35)	25			0.3	10	25	1.0			2.5	
Brennilis (29)			130								
Flamanville (50)			980								
Moyenne	150	60	600	1	40	80	0.7	2	0.3	2	

Tableau 2 : Importance relative des dépôts secs et humides entre le 1^{er} et le 5 mai 1986 (Données OPRI, CEA, IPSN et UNSCEAR)

	¹³⁴ Cs				¹³⁷ Cs			
	Activités déposées (Bq.m ⁻²)			h/s (-)	Activités déposées (Bq.m ⁻²)			h/s (-)
	sec	humide	total		sec	humide	total	
Tiers Est	490	1170	1660	2,5	1200	2360	3560	2
Tiers Centre	100	230	330	2,5	220	460	680	2
Tiers Ouest	40	40	80	1	40	80	120	2
Cadarache	-	2100	-	-	1210	5500	6710	5
Grenoble	220	1400	1620	6	430	3200	3630	7

4. Activités Surfaiques Rémanentes

4.1 Moyennes départementales pour les prairies et les surfaces agricoles

Dans ses bulletins mensuels, l'OPRI (SCPRI 86-89) consigne des mesures de radioactivité de lait de vache prélevé dans différents centres de regroupement départementaux, qui sont donc représentatives des niveaux moyens de contamination sur les prairies de chaque département (cf. chapitre 2) en mai et juin 1986. ASTRAL permet d'évaluer, à partir de ces mesures, les Activités Surfaiques Rémanentes (ASR) sur les prairies, par département, en prenant en compte les conditions de dépôt. La contribution du dépôt humide au dépôt total est fixée à 80 %, avec une hauteur de précipitation de 20 mm sur les tiers Est et Ouest du pays, et de 10 mm sur le tiers central (cf. chapitre 3). Ces hypothèses conduisent peut être à une surestimation des Activités Surfaiques Rémanentes (ASR) résultant des dépôts, sur les zones ayant reçu de très faibles précipitations (< 5 mm). Inversement, les ASR des zones sur lesquelles les pluies ont dépassé très largement 20 mm sont légèrement sous-estimées (cf. chapitre 4.3). Des mesures de radioactivité des légumes-feuilles effectuées par les services de répression des fraudes (DGCCRF), qui témoignent des ASR initialement reçues sur les surfaces cultivées, ont également été utilisées.

4.1.1 Césium 137

La figure 3 présente les résultats de mesures de ¹³⁷Cs dans le lait de vache dans les départements du Centre-Est de la France en mai et juin 86, ainsi que des simulations faites par ASTRAL. Elle permet de distinguer nettement les départements contaminés entre 3000 et 6000 Bq.m⁻² (Ain, Doubs, Jura, Hte-Saône, Rhône) de ceux plus faiblement touchés, à hauteur de 1000 à 2000 Bq.m⁻² (Côte d'or, Loire, Nièvre et Yonne). La dispersion des mesures sur un même département est assez faible au regard de la cinétique de décroissance des concentrations au cours du temps (d'un facteur 10 en 2 mois pour le lait et de plus d'un facteur 1000 pour les légumes-feuilles). Cette cinétique observée et les prévisions d'ASTRAL sont en bonne concordance. Cette décroissance de l'activité du lait est liée à celle de l'herbe pâturée, elle-même liée à la croissance de l'herbe et donc à la dilution de l'activité reçue dans une masse biologique toujours plus grande. Il en est de même pour les légumes-feuilles. Le léger « ressaut » qui apparaît sur la courbe du lait vers la mi-juin est dû à un changement dans l'alimentation des vaches : après cette date, elles sont nourries exclusivement par pâturage alors qu'avant, un complément alimentaire non contaminé (maïs d'ensilage de l'année précédente par exemple) leur était donné.

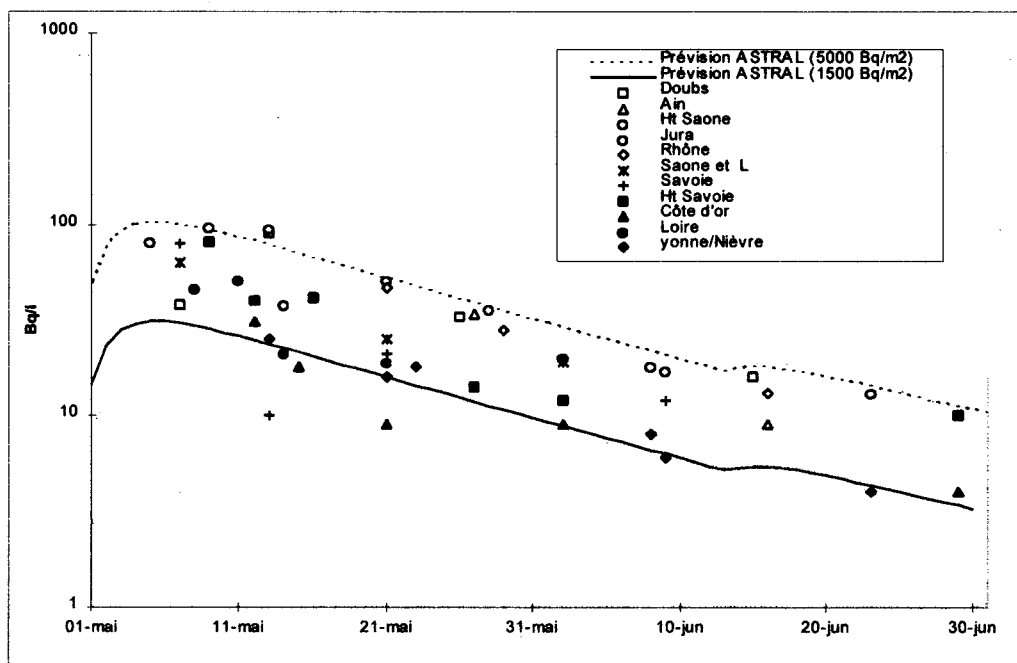


Figure 3 : Évolution de la concentration du lait de vache en ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{F}^{-1}$) dans le Centre-Est de la France en mai et juin 1986 (données OPRI, simulation IPSN/ASTRAL)

Une étude de ce type a été menée pour tous les départements de France métropolitaine, ce qui permet d'établir une carte de France des ASR moyennes de césium 137 (figure 4). Les résultats de mesures de légumes-feuilles (salades, épinard, blettes...) ont eux aussi été exploités (figure 5).

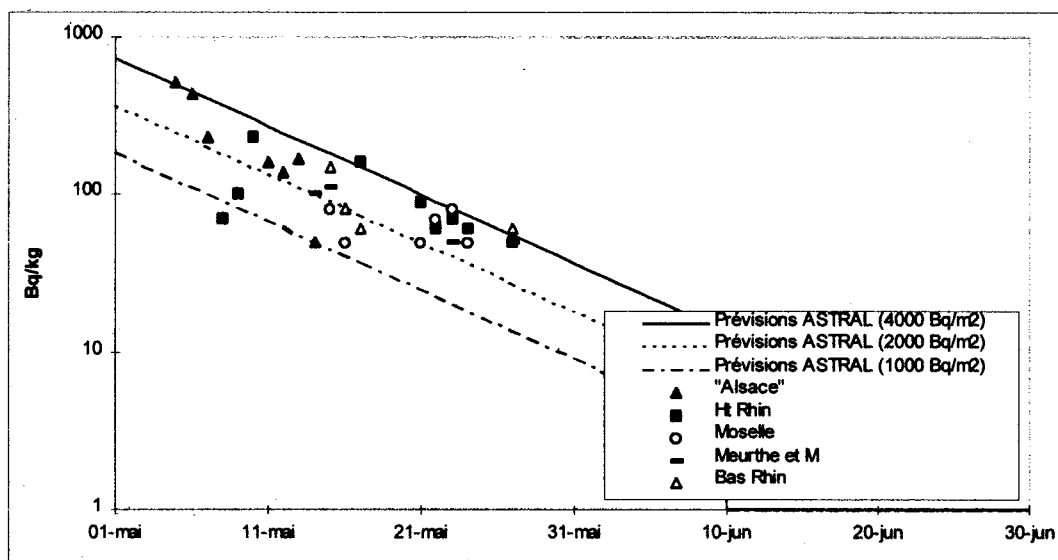


Figure 5 : Évolution de la concentration des légumes-feuilles en ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais) dans le Nord-Est de la France en 1986 (données OPRI)

La similitude des ASR évaluées par ASTRAL à partir des mesures de lait de vache d'une part et de légumes-feuilles d'autre part révèle la cohérence des niveaux de contamination de ces productions agricoles sur un même département.

Le regroupement des départements fait apparaître 4 zones sur lesquelles les ASR moyennes sont assez homogènes. Néanmoins, la dispersion des valeurs est plus forte dans l'Est de la France, dont les reliefs sont plus prononcés que dans le reste du pays. En effet, l'altitude des pâturages, variant entre 100 et 2000 mètres, a influencé notablement les activités surfaciques (cf. chapitre 4.3). En zone IV, la contribution des dépôts de césium 137 antérieurs à l'accident de Tchernobyl devient significative (cf. chapitre 5.2) et seule une borne supérieure a été définie. Comme attendu, un gradient est-ouest apparaît. Ces résultats concordent avec les premières estimations de dépôt présentées au tableau 2.

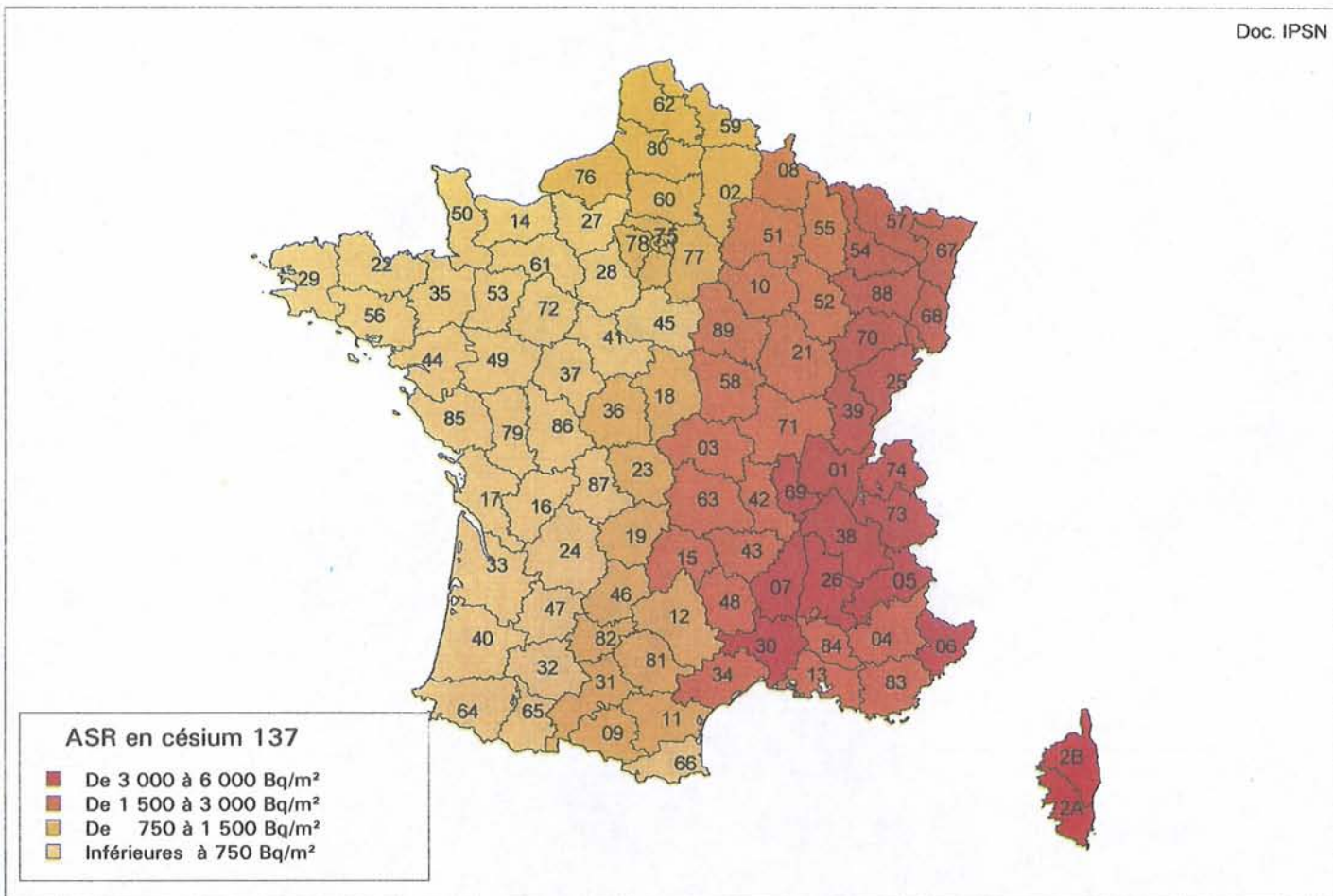


Figure 4 : Activités Surfaiques Rémanentes en césium 137 des surfaces agricoles en France en mai 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl. Estimation par ASTRAL, à partir de concentrations mesurées dans le lait et les légumes-feuilles par l'OPRI.

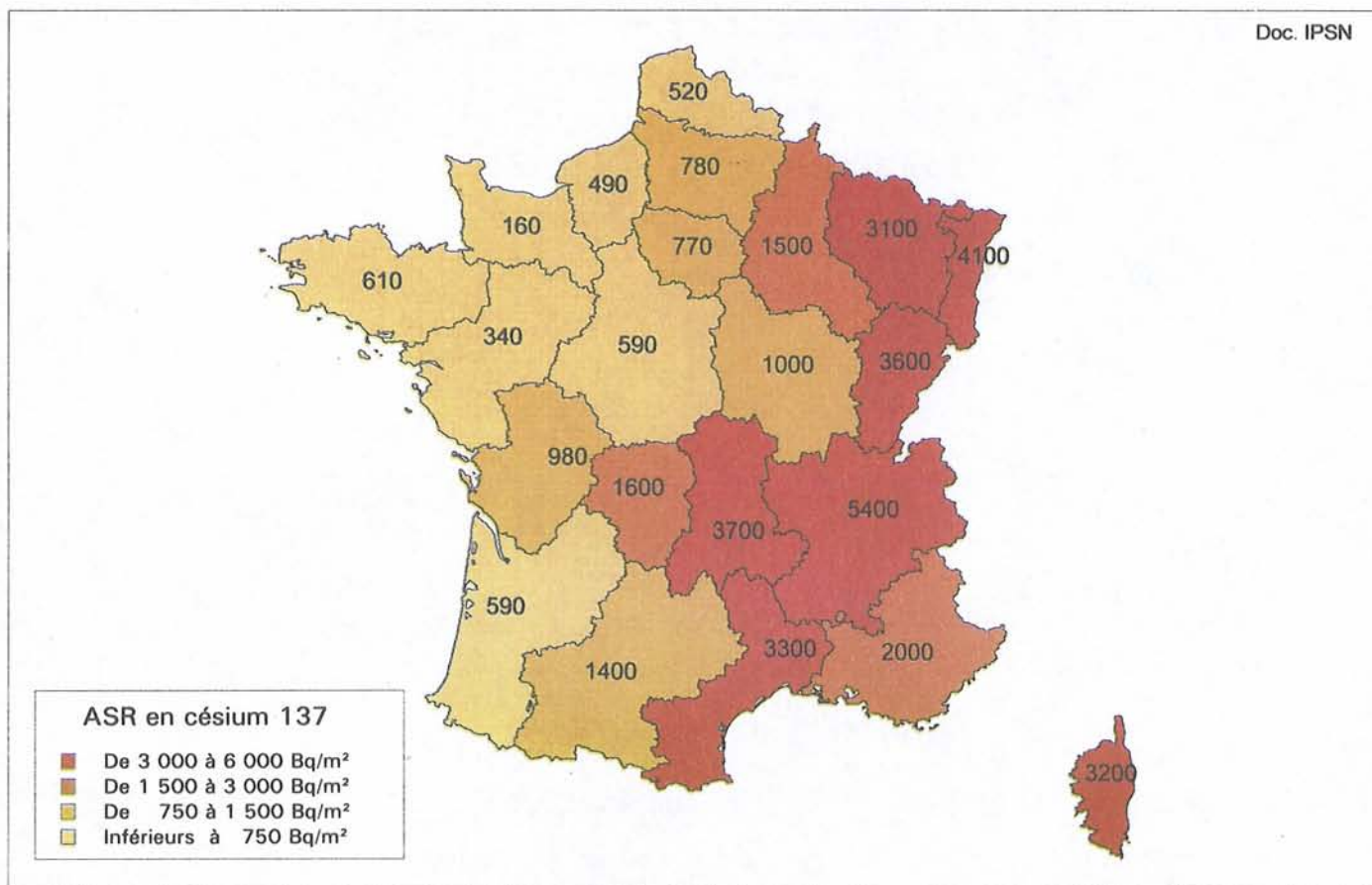


Figure 6 : Activités Surfaiques Rémanentes en césium 137 des surfaces agricoles en France en 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl. Mesures OPRI (moyennes régionales).

La figure 6 montre que la carte relative aux ASR de césium 137 établie dans cette étude avec le logiciel ASTRAL est en bon accord avec la carte de dépôts établie par l'OPRI, sur la base de résultats de mesures d'échantillons de « sol+végétation ». Les régions où les estimations d'ASR diffèrent le plus sont la Bourgogne et le Poitou-Charente. En Bourgogne, les activités mesurées dans le lait témoignent d'ASR comprises entre 1500 et 2000 Bq.m⁻² ce qui est plus élevé que l'estimation régionale de 1000 Bq.m⁻² faite par l'OPRI. En Poitou-Charente, la différence entre les deux estimations est moins importante et joue dans l'autre sens. Par ailleurs, le découpage départemental adopté ici conduit parfois à présenter un gradient au sein d'une même région. C'est le cas notamment de la région Languedoc Roussillon. Le département du Gard a été le plus fortement touché par les dépôts (ASR moyenne supérieure à 4000 Bq.m⁻²) alors que l'Aude et les Pyrénées-Orientales font partie des départements les moins touchés de France, l'Hérault et la Lozère se trouvant en situation intermédiaire.

De manière générale, l'utilisation de valeurs moyennes, même au niveau départemental comme dans la présente étude, conduit à masquer certaines disparités locales : effets des surfaces boisées, de l'altitude et de la pluviosité. Ainsi, les ASR moyennes mesurées dans les Hautes-Alpes se distinguent des moyennes régionales sous l'influence de l'altitude. Dans le cas des Alpes-Maritimes, de la Savoie et de la Haute-Savoie, la dispersion importante des mesures de césium 137 dans le lait témoigne de la variation des dépôts entre les zones de faible altitude et la haute montagne. Il résulte de ces remarques la nécessité d'étudier tout particulièrement les zones boisées et d'altitude et celles ayant reçu de fortes précipitations (cf. chapitres 4.2 et 4.3).

4.1.2 Iode 131

Une étude similaire a été effectuée à partir des mesures d'iode 131. L'évolution de la concentration en iode du lait et des légumes est caractérisée par une décroissance rapide où l'effet de la période radioactive vient s'ajouter à celui de la croissance des végétaux (herbe et légumes) (figures 7 et 8).

Une carte d'Activités Surfacentes Rémanentes en iode 131 a également été établie à partir des mesures de lait et de légumes-feuilles (figure 9). La zone centrale couvre une large plage, de 5000 à 20 000 Bq.m⁻², qu'il était difficile de partager en raison de la plus grande hétérogénéité des dépôts d'iode. Les mesures de légumes et de lait sont assez cohérentes. Les cinétiques de décroissance observées et celles déterminées par ASTRAL sont en bonne concordance.

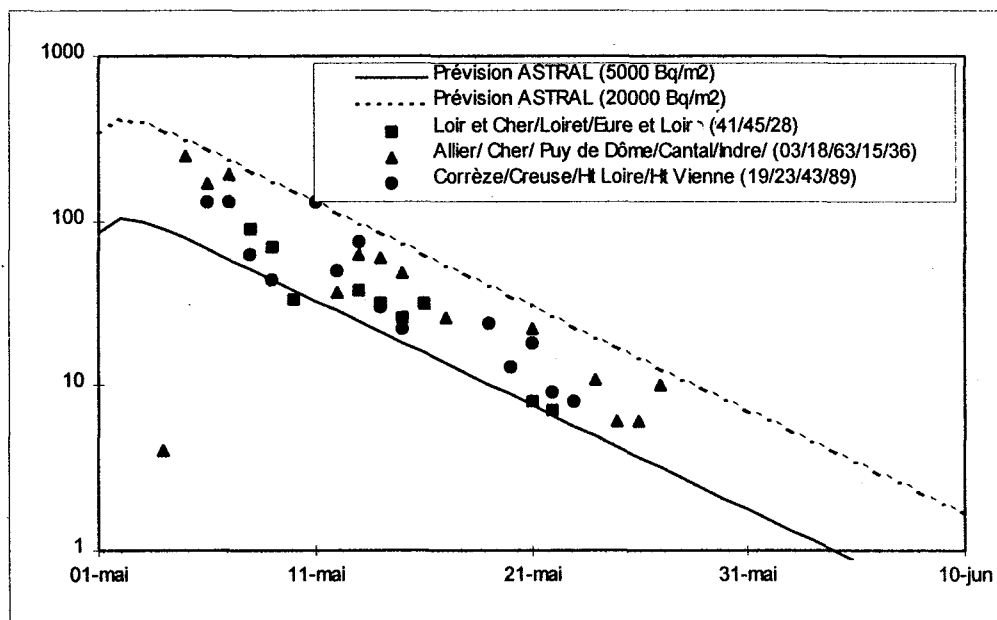


Figure 7 : Évolution de la concentration du lait de vache en ¹³¹I (Bq.l⁻¹) dans le Centre de la France en 1986 (données OPRI)

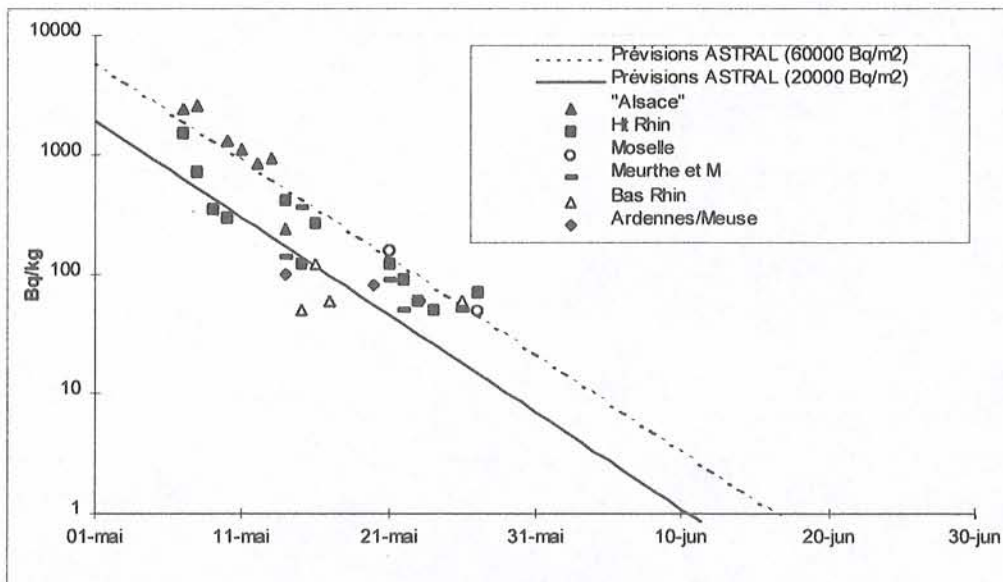
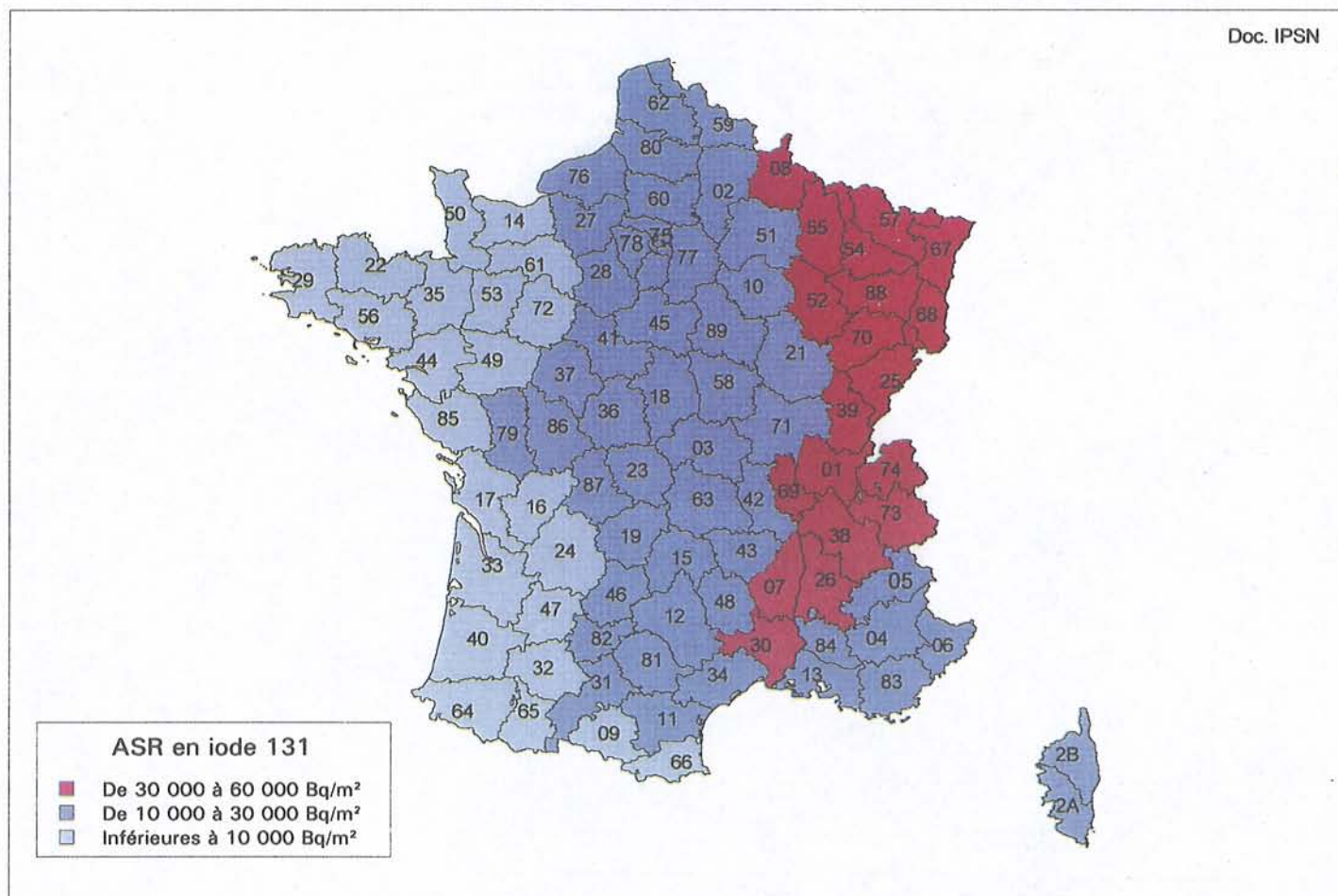


Figure 8 : Évolution de la concentration des légumes-feuilles en ^{131}I ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais) dans le Nord-Est de la France en 1986 (données OPRI)



Doc. IPSN

Figure 9 : Activités Surfiques Rémanentes en iode 131 des surfaces agricoles en France en mai 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl. Estimation par ASTRAL, à partir de concentrations mesurées dans le lait de vache et dans les légumes-feuilles par l'OPRI.

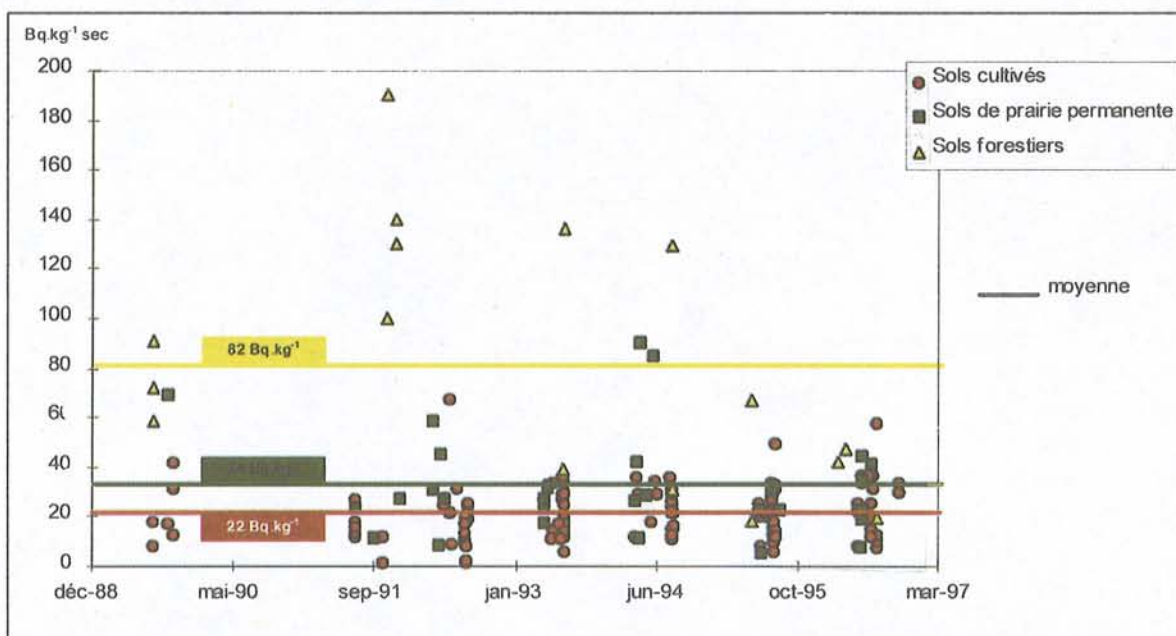
4.2 Moyennes départementales pour les surfaces boisées

Les surfaces cultivées voient leur sol périodiquement remanié par le labour. Cela a pour effet d'homogénéiser les concentrations en radionucléides dans la couche de sol travaillée. Au contraire, sur les surfaces boisées, il n'y a pas mélange des horizons de sol : seule la migration du césium est responsable de son enfouissement très progressif. Actuellement, en forêt et en prairie permanente, 70 à 95 % des radionucléides déposés après l'accident de Tchernobyl se trouvent dans les 5 premiers centimètres de sol (AIEA 97). Lors de mesures effectuées dans les Vosges en 1997 (non encore publiées), on constate de plus que le rapport $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ augmente avec la profondeur. En surface, ce rapport est caractéristique des dépôts dus à l'accident de Tchernobyl mais, au-delà de 5 cm et jusqu'à 20 cm, la proportion de ^{137}Cs datant des anciennes retombées des essais atmosphériques d'armes augmente.

Un autre effet qui peut conduire à des ASR plus élevées en forêt est la présence d'une végétation pérenne. Sur les sols agricoles, la végétation ayant reçu les dépôts se trouve en grande partie enlevée au moment des récoltes, ce qui contribue à réduire les ASR.

Par ailleurs, par temps sec, l'interception du couvert végétal est plus forte en forêt (Sombre 90, Thiry et Myttenaere 93), ce qui conduit, après la chute des feuilles, à des ASR en moyenne très supérieures à celles des surfaces agricoles (Calmon 97). En modélisation, on emploie couramment des vitesses de dépôt 3 à 4 fois supérieures (Müller et Pröhl 93) sur une végétation arborescente que sur des prairies par exemple (Bonnet 93). L'exploitation des mesures effectuées par l'IPSN dans le cadre du suivi des sites nucléaires et des observatoires confirme ce fait (Gontier 97, Pally 97).

La figure 10 confirme que les sols forestiers sont 1,5 fois plus contaminés que les sols de prairie et 3,5 fois plus que les sols cultivés. Ainsi, l'activité massique d'échantillons de sols forestiers prélevés dans le Boréon (haute vallée de la Vésubie) par l'IPSN en 1996 est en moyenne deux fois supérieure à celle des sols de prairie prélevés en zone découverte à 500 mètres de distance (Maubert 96).



En avril 1997, une mission hélicoptérée dans le département des Vosges a permis d'établir une cartographie par spectrométrie γ de la forêt de S^t-Jean-d'Ormont (Ledenvic 97). L'Activité Surfactive Rémanente moyenne mesurée était de 5500 Bq.m^{-2} , 95% des valeurs étant comprises entre 3000 et 9000 Bq.m^{-2} , avec des maxima d'environ $20\,000 \text{ Bq.m}^{-2}$ sur des surfaces réduites. La contamination paraît assez homogène. Toutefois, un facteur correctif doit être apporté du fait que le détecteur embarqué assimile une source d'irradiation volumique (le sol contaminé en profondeur) à une source surfacique. D'après les mesures de sols effectuées en parallèle à la mission hélicoptérée, l'ASR mesurée serait ainsi sous-évaluée d'environ un facteur 2 par rapport à l'ASR réelle, qui de ce fait se situerait plutôt entre $10\,000$ et $15\,000 \text{ Bq.m}^{-2}$, avec des maxima dépassant les $25\,000 \text{ Bq.m}^{-2}$. En effet, les mesures des sols prélevés sur ce même site attestent de

dépôts compris entre 11 200 et 23 500 Bq.m⁻² (Ledenvic 97). De telles ASR avaient été mesurées par l'IPSN dès 1986 dans cette partie du territoire, avec des valeurs allant jusqu'à 27 500 Bq.m⁻² au col de Martinpré, près de Gérardmer (Caput 88).

Des ASR moyennes d'environ 10 000 à 25 000 Bq.m⁻² peuvent donc être attendues sur l'ensemble des forêts des massifs de l'Est de la France (Vosges, Jura, Alpes). En l'absence de résultats de mesures sur les surfaces boisées du reste du pays, des estimations de valeurs moyennes peuvent être obtenues en multipliant par un facteur 2 à 3 les ASR établies pour les surfaces agricoles.

Il s'agit bien de valeurs moyennes, concernant de grandes surfaces, qui peuvent être dépassées ponctuellement. En effet, le milieu forestier peut présenter une plus grande hétérogénéité que les sols agricoles et des écarts significatifs de dépôts peuvent y être mesurés à une distance de quelques centaines de mètres seulement, sous l'effet de variations du type d'arbre -feuillus ou résineux (Schell 96)-, de la densité du couvert végétal (clairières, effets de bords...). A une échelle encore plus petite, sous un même arbre, les variations d'ASR peuvent atteindre un facteur 5 entre le voisinage immédiat du tronc et la distance délimitée par les plus longues branches (Henrich 89).

En dehors des Landes, de la Sologne et des Pyrénées, les surfaces boisées se trouvent en majeure partie dans les départements dont les ASR moyennes des terres agricoles sont déjà les plus fortes (Est de la France et Massif Central). La part importante qu'elles occupent dans la superficie totale de leur département conduit à augmenter encore, et souvent de manière significative, l'ASR moyenne du département (toutes surfaces confondues).

4.3 Activités Surfaceutiques maximales

L'intensité des dépôts a été très étroitement liée aux pluies durant le passage des masses d'air contaminées. Ainsi, aux endroits où les précipitations ont dépassé les 20 mm entre le 1^{er} et le 5 mai 1986, les ASR peuvent être jusqu'à 2 fois plus élevées que les moyennes départementales estimées précédemment. En zone 1, les Activités Surfaceutiques Rémanentes peuvent donc atteindre 10000 à 12000 Bq.m⁻² sur toutes les surfaces ayant reçu de telles précipitations (en jaune sur la figure 2).

La figure 11a présente des ASR estimées par la CRIIRAD sur la base de mesures de sols effectuées entre 1987 et 1992 (CRIIRAD 97), concernant principalement des départements de l'Est de la France. Dans l'Ain, l'Ardèche, la Corse, le Jura, le Haut et le Bas Rhin, le nombre de mesures réalisées permet d'en calculer les moyennes. Pour les autres départements sont indiquées les valeurs minimales et maximales. La dispersion importante et des valeurs plus élevées peuvent s'expliquer par le fait que certains échantillons sont issus de surfaces agricoles et d'autres de surfaces boisées. Par ailleurs, le document d'origine indique que seules les valeurs les plus fortes mesurées sur un même site ont été retenues. Les estimations d'ASR proposées par la CRIIRAD concordent avec celles présentées dans cette étude, et soulignent également l'effet des précipitations. Les ASR les plus élevées mesurées l'ont été aux endroits où les précipitations ont dépassé 40 mm entre le 1^{er} et le 5 mai (en rouge sur la figure 11b).

Le tableau 3 présente les ASR mesurées par la CRIIRAD et l'IPSN dépassant 25 000 Bq.m⁻².

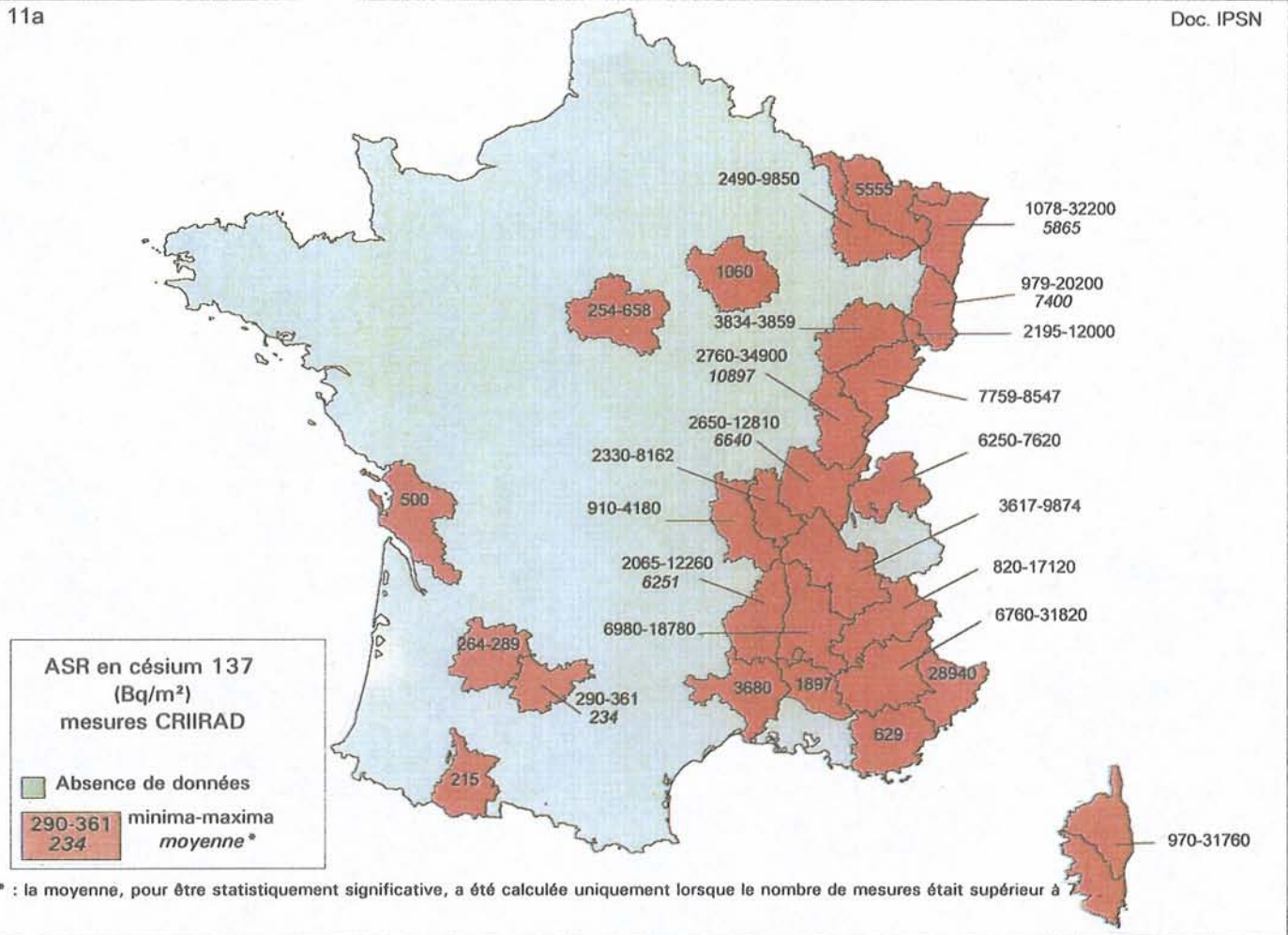
Tableau 3 : Activités Surfaceutiques Rémanentes maximales mesurées (données CRIIRAD et IPSN)

Département	ASR Maximales mesurées (Bq.m ⁻²)
Alpes maritimes (Saorge)	28 900 *
Alpes maritimes (moyenne de 3 mesures autour de la station d' Isola 2000)	38 200 **
Alpes maritimes (forêt du Boréon)	63 200 **
Alpes de Haute Provence (Mélan)	31800 *
Corse (Ghisonaccia)	31 800 *
Jura (Clairvaux-les-lacs)	34 900 *
Moselle (Gérardmer)	27 500 **
Bas Rhin (Schilligheim, Diebolsheim, Strasbourg)	26 400 - 32 200*
Vosges (S' Jean d'Ormont)	23 500 **

* mesures CRIIRAD, ** mesures IPSN

11a

Doc. IPSN



11b

Doc. IPSN

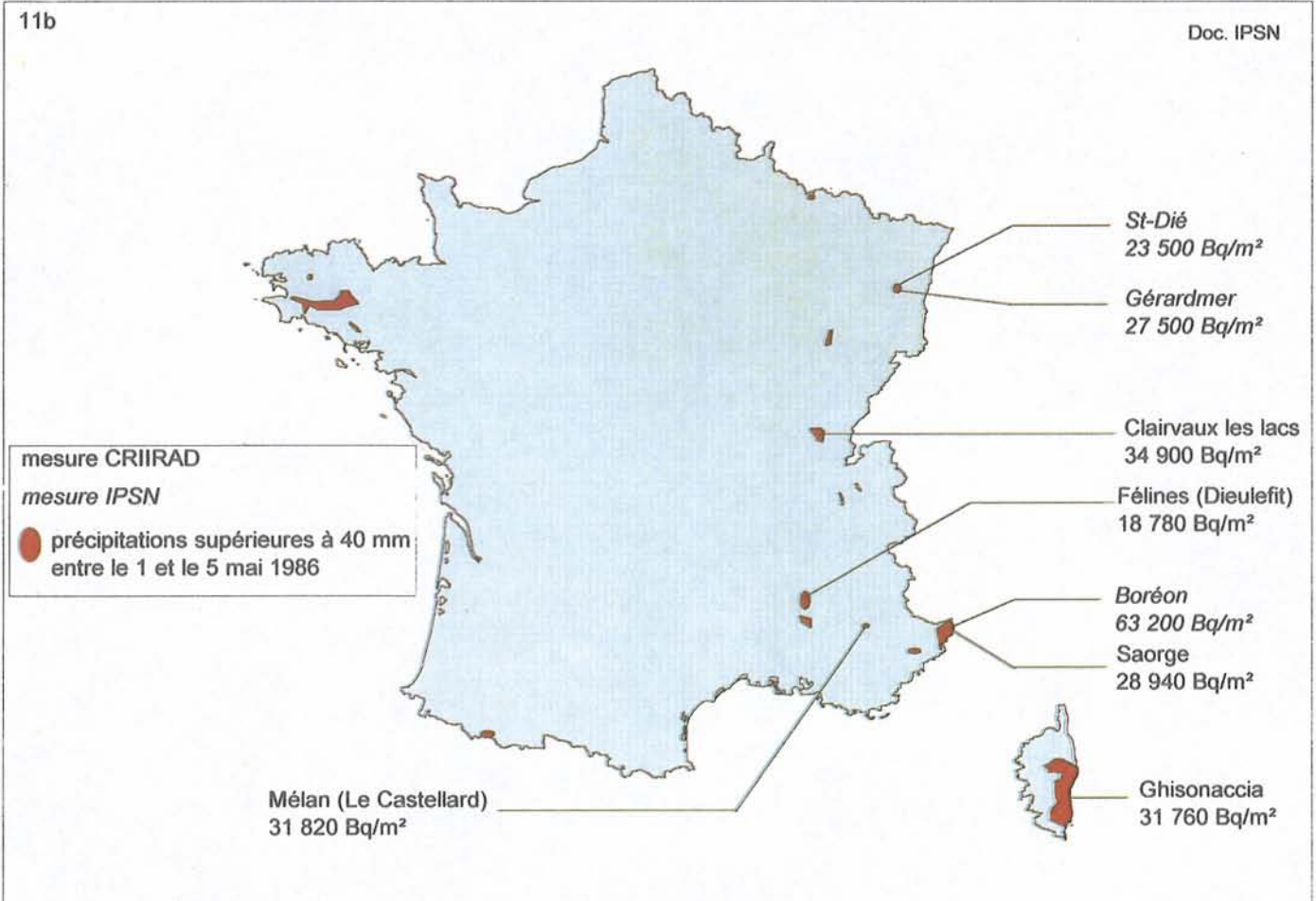


Figure 11 : Activités Surfacing Rémanentes en césium 137 de surfaces non spécifiées en France en 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl.
11a : données par départements ; 11b : mesures disponibles sur les zones à forte pluviométrie.

Mesures CRIIRAD

Le cas de la Corse est particulièrement significatif. Près de la moitié de la surface des deux départements corses a reçu des précipitations supérieures à 20 mm et les zones sur lesquelles les hauteurs de pluies furent supérieures à 40 mm sont très étendues. Les Activités Surfaceutiques Rémanentes y dépassent certainement très régulièrement 15000 Bq.m⁻² avec des maxima qui, comme l'indiquent les mesures de la CRII-RAD, peuvent dépasser 30000 Bq.m⁻².

L'étude menée dans le Mercantour par l'IPSN permet d'expliquer certaines ASR maximales par l'effet de l'altitude (cas de la station d'Isola 2000 par exemple). La figure 12 montre qu'à l'échelle d'un bassin versant, celui du haut Var en l'occurrence, l'Activité Surfaceutique Rémanente est significativement corrélée à l'altitude. A 2000 m, les ASR peuvent être en moyenne 5 fois plus fortes qu'à 200 m. Les précipitations sont souvent à l'origine de ce phénomène.

C'est vraisemblablement dans la géomorphologie particulière du site qu'il faut rechercher une cause supplémentaire à ces contaminations extrêmes. En effet, la forêt du Boréon se situe en contrebas de sommets élevés. Lors des précipitations intenses de mai 1986, le ruissellement a pu entraîner le césium le long des pentes pour l'accumuler dans ce sol forestier où il s'est fixé. Ainsi, les ASR mesurées résulteraient de la concentration, sur une surface relativement réduite, de radionucléides qui ont été précipités au sol sur un plus grand ensemble collecteur, au moment des dépôts.

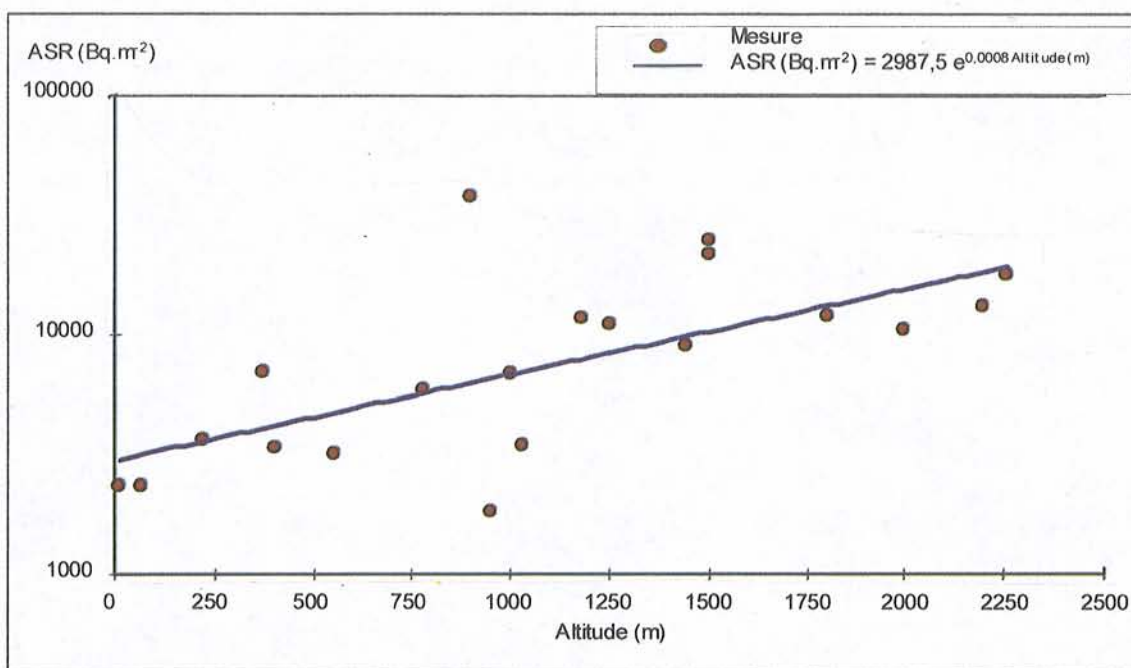


Figure 12 : ASR en césium 137 des sols de prairie du bassin du Haut Var en fonction de l'altitude (données IPSN)

Des phénomènes de ce type, mais beaucoup plus intenses, ont été mis en évidence dans le vallon du Cavallet et près de la station d'Isola 2000, où des sols ont présenté des activités massiques de 39 000 Bq.kg⁻¹ et 314 000 Bq.kg⁻¹ respectivement, sur des surfaces extrêmement réduites (quelques dm²) (Maubert 96).

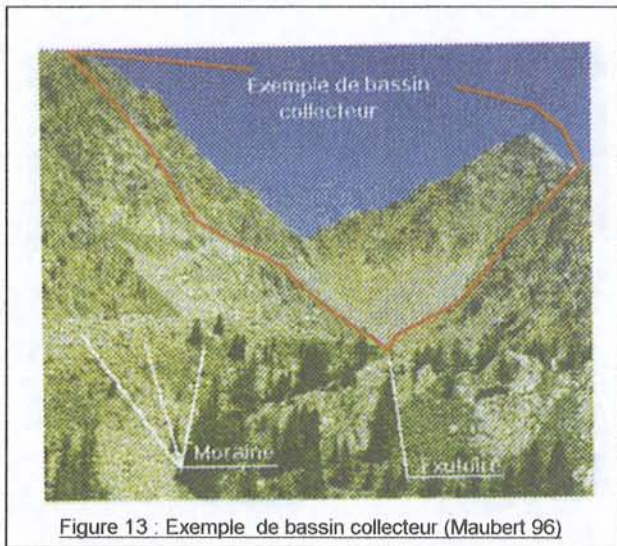


Figure 13 : Exemple de bassin collecteur (Maubert 96)

L'existence de telles sur-concentrations peut s'expliquer par un phénomène de collecte sur une grande surface comme celle d'un cirque glaciaire, suivi d'un phénomène de rétention des radionucléides en un point unique à l'exutoire de ce bassin versant (figure 13).

Compte tenu de l'exiguïté des surfaces concernées, il n'est pas significatif de transformer les activités massiques mesurées en estimations d'Activités Surfariques Rémanentes.

De tels phénomènes nécessitent des études complémentaires.

En conclusion, le découpage géographique en zones, qui apparaît dans les cartes d'ASR proposées, a été établi principalement sur la base de mesures de lait qui sont représentatives de vastes surfaces et qui témoignent des valeurs moyennes des ASR sur chaque département (cf. chapitre 2). Chaque zone constitue un ensemble homogène du point de vue des Activités Surfariques Rémanentes moyennes. Néanmoins, il existe une hétérogénéité au sein de chaque département, liée aux précipitations, à l'altitude, à la présence de zones boisées... qui se traduit par une forte variation des ASR mesurées ponctuellement. Cette variation se retrouve au niveau de chaque zone, notamment en ce qui concerne les ASR maximales. Ceci explique que, dans la suite du rapport, le découpage en 4 zones n'est plus utilisable lorsque l'on ne traite pas de valeurs moyennes ou lorsque l'on s'intéresse à des estimations locales, faites sur des communes par exemple, qu'il s'agisse d'ASR, d'activités massiques de productions agricoles ou d'évaluations dosimétriques.

Synthèse

Exception faite des gaz rares et des radionucléides à vie très courte, les principaux radionucléides qui ont donné lieu à des dépôts étaient les suivants :

Césium 137 (^{137}Cs), Césium 134 (^{134}Cs), Ruthénium 103 (^{103}Ru), Ruthénium 106 (^{106}Ru) et Iode 131 (^{131}I).

Les rapports isotopiques dans le panache s'établissaient ainsi :

$$^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs} = 2$$

$$^{137}\text{Cs}/^{103}\text{Ru} = 0,7$$

$$^{137}\text{Cs}/^{106}\text{Ru} = 3$$

$$^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I} = 0,13 \text{ à } 0,2$$

Les dépôts par temps de pluie ont constitué de 65 à 85 % des Activités Surfariques Rémanentes (ASR) résultantes. **Il y a donc eu un lien étroit entre l'intensité des dépôts et les pluies en un lieu donné.**

L'estimation des ASR moyennes des sols agricoles par département a pu être établie à partir des mesures de sols, de lait et de légumes-feuilles effectuées en 1986.

Les résultats montrent qu'il existe **une décroissance des ASR d'Est en Ouest, définissant quatre zones**, la plus contaminée s'étendant de part et d'autre d'une ligne Gard / Moselle. Dans cette zone, les ASR moyennes en ^{137}Cs vont de 3 000 à 6 000 Bq/m² et celles en ^{131}I de 20 000 à 50 000 Bq/m². Dans la zone la moins contaminée de France, à l'Ouest d'une ligne Haute-Garonne / Seine-Maritime, les ASR sont inférieures à 750 Bq/m² pour le ^{137}Cs et 5 000 Bq/m² pour l' ^{131}I .

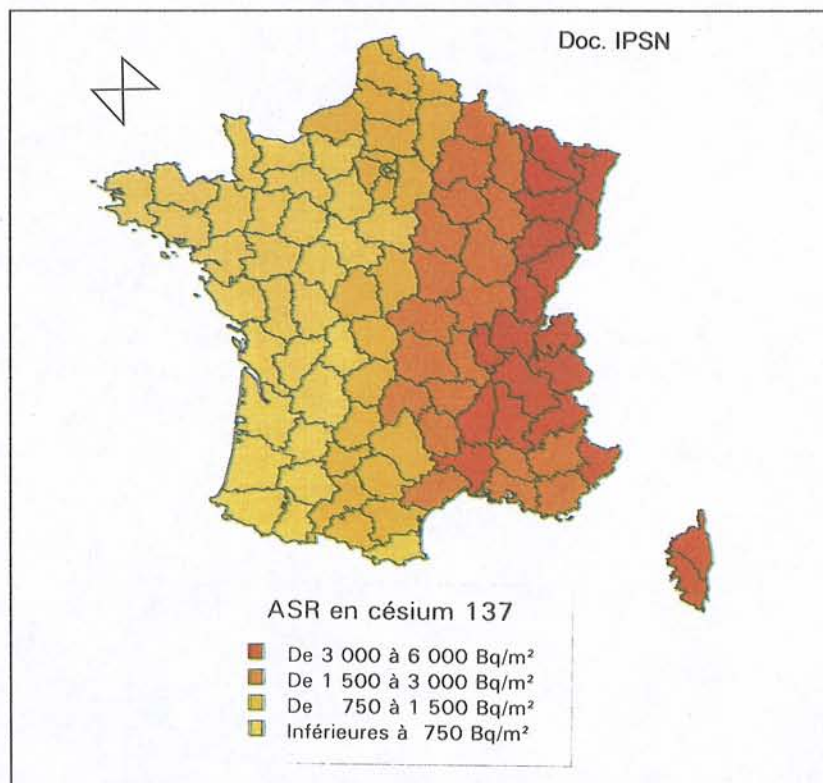
Toutefois, trois facteurs sont responsables de l'hétérogénéité des ASR au sein d'une même zone et ont pu provoquer des ASR sensiblement supérieures aux moyennes départementales : **des précipitations locales très importantes, la présence des forêts et l'altitude.**

Sur les régions de l'Est de la France où les précipitations ont dépassé 20 mm entre le 1^{er} et le 5 mai 1986, les ASR peuvent atteindre 10 000 à 12 000 Bq.m⁻² sur les prairies et les surfaces agricoles.

En forêt, les ASR peuvent être jusqu'à deux fois plus fortes qu'en terrain découvert.

En montagne, les ASR 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.

Ces facteurs, précipitation locale intense, forêt et altitude, ont pu se combiner. Ainsi des ASR comprises entre 20 000 et 40 000 Bq/m² ont été relevées pour le ^{137}Cs dans les Vosges, les Alpes, le Jura, le Bas-Rhin.



Enfin, des phénomènes de ruissellement sont probablement à l'origine de sur-concentrations significatives sur des surfaces extrêmement réduites, la valeur maximale relevée par l'IPSN étant pour le ^{137}Cs de 314 000 Bq/kg de sol sec à Isola 2000 (Alpes Maritimes). Compte tenu de l'exiguïté des surfaces concernées, il n'est pas significatif de transformer les activités massiques mesurées en estimations d'Activités Surfariques Rémanentes.

En conclusion, chacune des zones identifiées sur la carte ci-dessus constitue un ensemble homogène du point de vue des Activités Surfariques Rémanentes moyennes. Néanmoins, il existe une hétérogénéité au sein de chaque zone, qui se traduit par une variation des ASR mesurées ponctuellement.

5. Contamination des productions agricoles et des aliments

5.1 Activités massiques moyennes en 1986 et 1987

5.1.1 Lait, herbe et foin

La figure 14 présente l'évolution sur plus de 17 mois de la contamination en ^{137}Cs du lait (données OPRI et simulation ASTRAL) (Renaud 97). Elle est caractéristique d'une alimentation estivale par pâture, et hivernale à base principalement de foin de printemps. Sur la période de pâture, l'activité du lait décroît avec celle de l'herbe (cf figure 18) ; en période hivernale, elle remonte en se stabilisant : l'activité massique du foin fané au printemps ou en été décroît seulement par décroissance radioactive. Au printemps 87, la remise au pâturage, dont l'herbe s'est renouvelée, conduit à un effondrement définitif de la contamination du lait dont la concentration en ^{137}Cs se situe dès lors en dessous des seuils de détection. Les valeurs maximales atteintes immédiatement après les dépôts, de l'ordre de la centaine de becquerels par litre sont à comparer à la teneur en potassium 40 qui est d'environ 50 Bq.l⁻¹(cf. annexe 4).

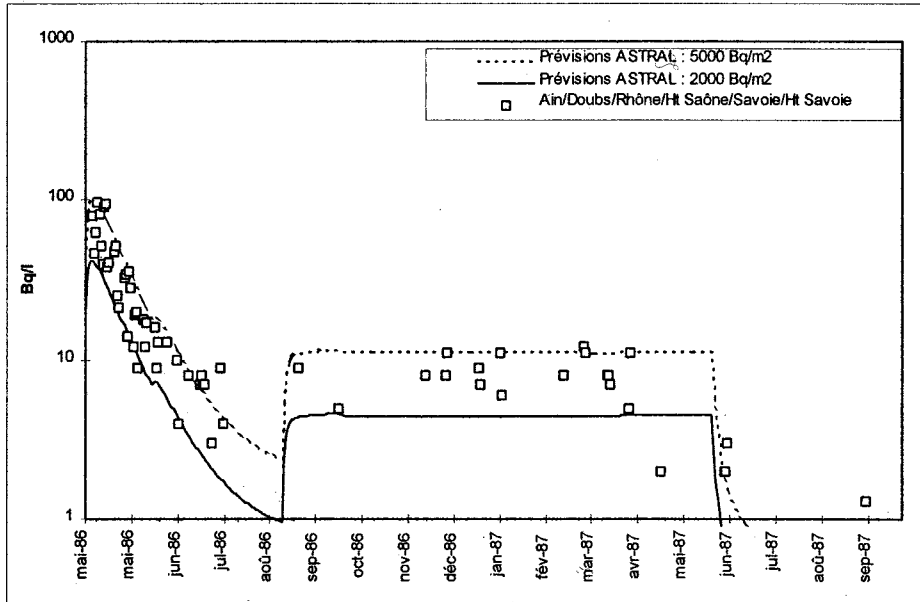


Figure 14 : Évolution de la concentration du lait de vache en ^{137}Cs (Bq.l⁻¹) dans le Centre-Est de la France de mai 1986 à septembre 1987 (données OPRI)

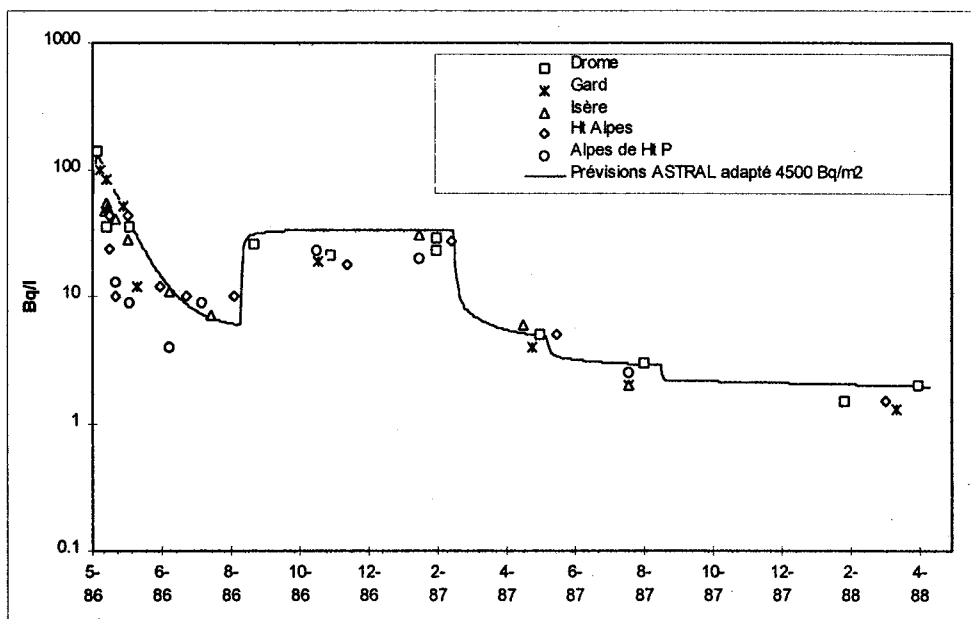


Figure 15 : Évolution de la concentration du lait de vache en ^{137}Cs (Bq.l⁻¹) dans le Sud-Est de la France de mai 1986 à avril 1988 (données OPRI)

Les pratiques zootechniques d'alimentation et l'évolution de l'activité de l'herbe sont déterminantes dans la décroissance de l'activité du lait. La faible productivité de l'herbe dans le Sud-Est de la France explique en

partie la rémanence beaucoup plus longue de l'effet du dépôt initial. Sur la figure 15, il est ainsi possible de suivre la contamination du lait jusqu'en mai 1988 et au-delà. Le modèle ASTRAL doit alors être adapté avec une période de décroissance de l'herbe de 500 jours sur le long terme. Ce résultat est en accord avec des observations faites en Autriche (Mück 97). Le cas de l'Ardèche est encore plus démonstratif (figure 16) puisque la contamination du lait y est restée supérieure à 1 Bq.l⁻¹ jusqu'au début des années 90. La « bosse » de l'hiver 86-87 ne se retrouve pas en Ardèche, en raison du maintien en libre pâture des animaux.

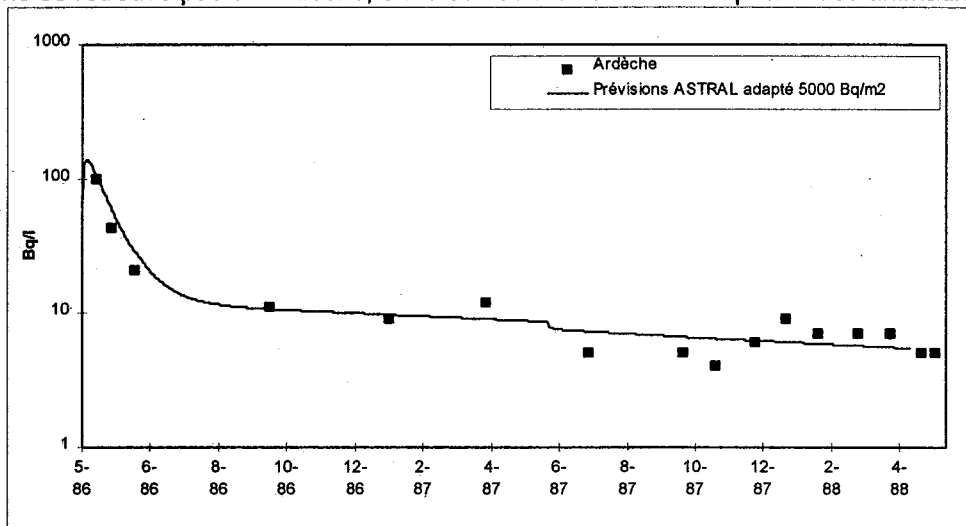
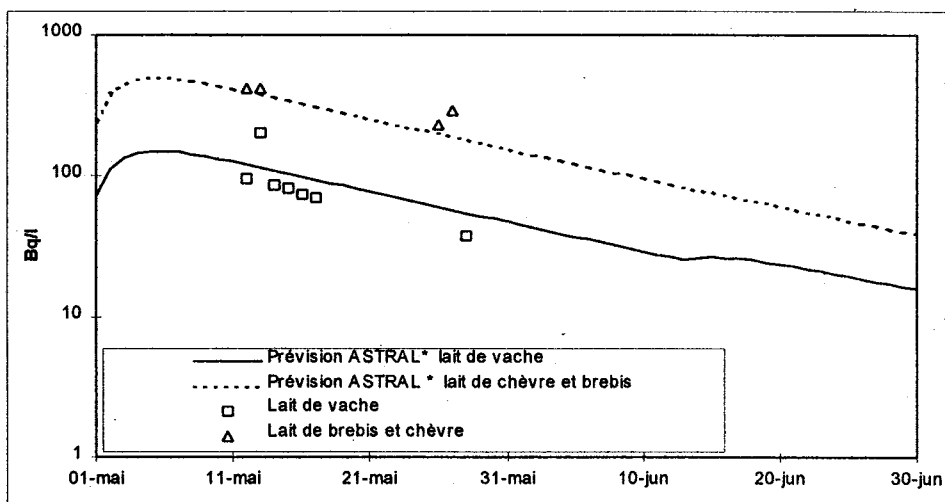


Figure 16 : Cas particulier du lait de l'Ardèche

En ce qui concerne l'effet des précipitations sur la contamination des productions agricoles, le cas de la Corse est particulièrement démonstratif. Le chapitre 3 a permis de mettre en évidence l'effet des précipitations sur les ASR : les ASR les plus élevées correspondent aux endroits où les précipitations ont été les plus fortes entre le 1^{er} et le 5 mai 86. Cependant, lors de dépôts humides, l'augmentation de la contamination des végétaux résultante n'est pas proportionnelle à l'augmentation des ASR. En effet, lors des pluies, la masse foliaire des végétaux subit un lessivage qui conduit à ne laisser sur la surface des feuilles qu'un dépôt radioactif qui dépend essentiellement de la capacité de cette surface à fixer les éléments radioactifs ; l'activité qui dégoutte des feuilles contamine alors directement le sol. Ainsi, en Corse, les fortes précipitations ont conduit à des ASR dépassant régulièrement 15 000 Bq.m⁻² (cf chapitre 4.3). Ces valeurs élevées ne se retrouvent pas dans les mesures de lait ou de légumes-feuilles prélevés dans les semaines qui ont suivi les dépôts, en raison du phénomène décrit précédemment. Ainsi la figure 17 présente-t-elle des valeurs de l'ordre de la centaine de Bq.l⁻¹ pour le lait de vache et 2 à 4 fois plus élevées pour le lait de chèvre (un écart d'un facteur 2 entre ces deux types de lait est couramment constaté en radioécologie).



* les évaluations d'ASTRAL correspondent à une ASR de 15 000 Bq.m⁻² avec une contribution du dépôt humide de 90 % et une hauteur de précipitation supérieure à 20 mm.

Figure 17 : Évolution de l'activité volumique du lait de vache et de chèvre en Corse en mai 86.

Après la première année, l'activité massique des productions agricoles résulte du transfert racinaire et redevient donc proportionnelle aux ASR.

La figure 18 concerne des mesures de césium 137 dans l'herbe prélevée dans le bassin du Var par l'IPSN (Maubert 88). Dans une première phase, l'activité massique initiale de l'herbe résultant des dépôts diminue avec une période d'environ 10 à 15 jours en raison de la croissance du végétal qui entraîne une dilution des radionucléides dans une masse biologique toujours plus grande (Renaud 97). Cette diminution se ralentit dans une seconde phase en raison d'une contribution de plus en plus importante du transfert racinaire. Les prévisions d'ASTRAL ont été faites pour deux périodes d'épuration de l'herbe à long terme : 100 et 500 jours. On retrouve la dépendance par rapport à la productivité de l'herbe déjà mentionnée lors de l'étude du lait produit dans le Sud-Est de la France (cf. page 21)

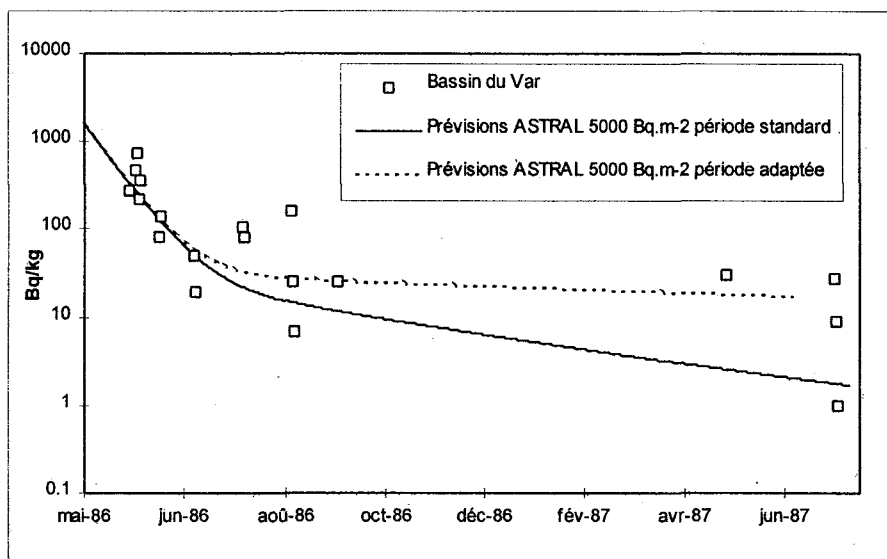


Figure 18 : Évolution de la concentration de l'herbe en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais) dans le bassin du Var (données IPSN)

Durant l'hiver 86-87, l'OPRI a réalisé une campagne de mesures de césium 137 sur des foins (figure 19) qui a révélé une grande variation des niveaux de contamination. L'explication, spécifique aux foins, se trouve dans les dates de fenaison et dans le degré de séchage : pour une même contamination de l'herbe fanée, l'activité massique du foin augmente avec le degré de séchage.

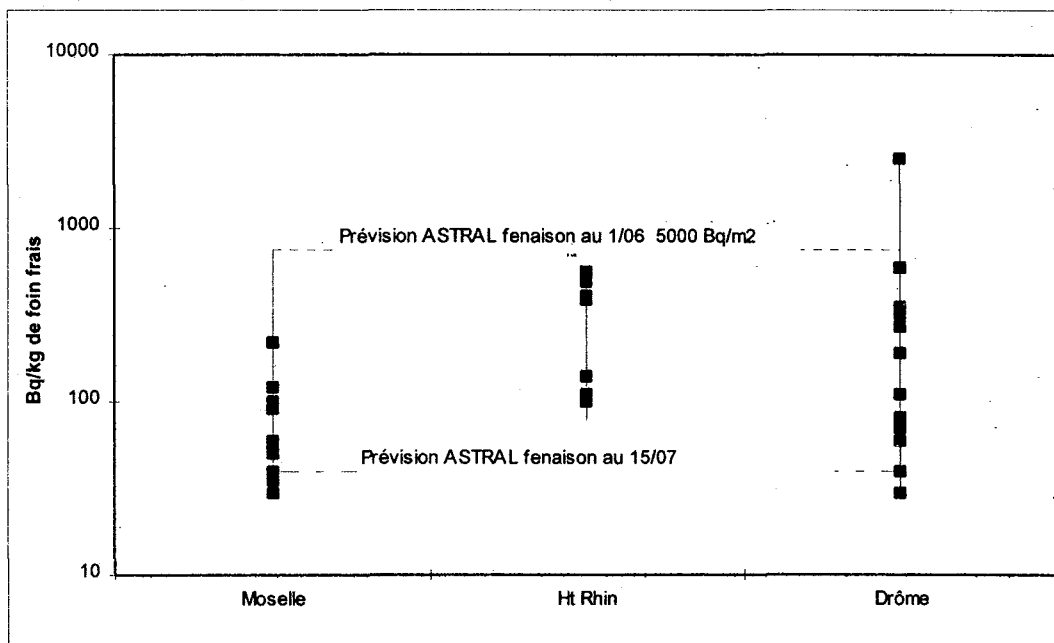


Figure 19 : Concentrations en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais) de foins prélevés durant l'hiver 86-87 (données OPRI)

L'iode 131 n'est resté mesurable dans le lait et les légumes-feuilles qu'au cours des mois de mai et de juin 1986. La décroissance a été très rapide, comme le montrent les figures 7 et 8 page 12 ainsi que celles figurant dans l'annexe 2, en raison de la courte période radioactive (8 jours) qui vient s'ajouter à la dilution par croissance de l'herbe. Dans certains départements de l'Est de la France, en moins de 50 jours entre le 5 mai et le 15 juin, l'activité du lait passe de 800 Bq.l^{-1} à moins de 10 Bq.l^{-1} .

5.1.2 Légumes

Les mesures de légumes-feuilles effectuées par l'OPRI ont été également utilisées pour l'obtention des cartes d'Activités Surfaiques Rémanentes. A titre d'exemple, les figures 5 et 8 montrent la décroissance rapide de l'activité massique des légumes-feuilles durant les premières semaines suivant les dépôts. Au bout de deux mois, il n'est plus possible de trouver de légumes-feuilles directement touchés par les dépôts. Les contaminations résultant du transfert racinaire seul chutent alors d'un facteur 100 à 1000.

Il en est de même pour les légumes-fruits (tomates, courgettes, aubergines...) étudiés par l'IPSN dans le bassin du Var en 1986 (figure 20).

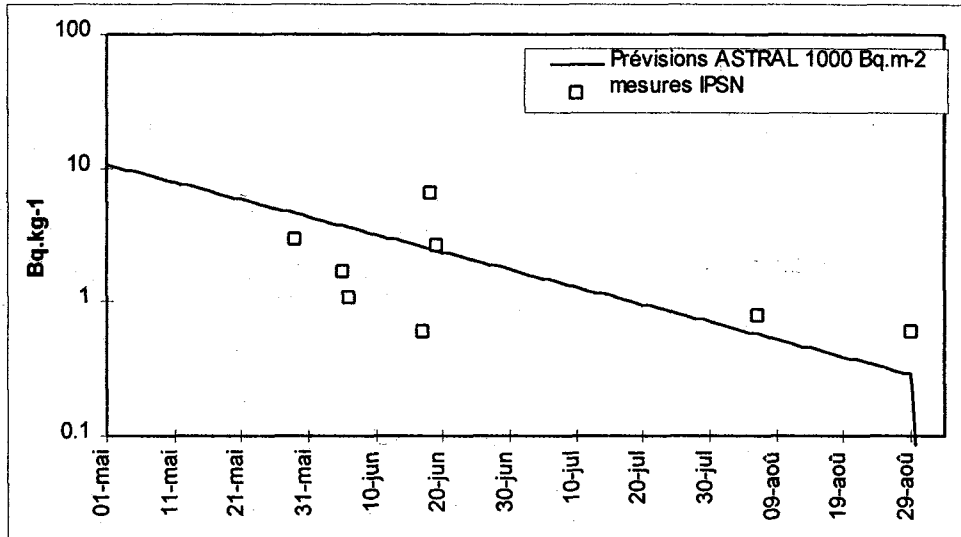


Figure 20 : Concentrations en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais) de légumes-fruits prélevés dans le bassin du Var en 1986 (données IPSN)

L'activité massique en iode 131 des légumes-feuilles évolue de manière comparable à celle du lait. Elle passe de plusieurs centaines de becquerels par kilogramme de produit frais début mai 86 à moins de 1 Bq.kg^{-1} mi-juin.

5.1.3 Céréales

La figure 21 présente des concentrations de céréales des récoltes de 1986 et de 1987 prélevées par l'IPSN (Caput 88, Maubert 88). Elle souligne la cohérence entre ces mesures, les Activités Surfaiques Rémanentes et les estimations d'ASTRAL, sachant que le blé récolté en 86 était concerné directement par les dépôts, alors que celui de 87 n'avait fait l'objet que d'un transfert racinaire. Elle donne également une idée de la variabilité naturelle de la contamination de ces productions.

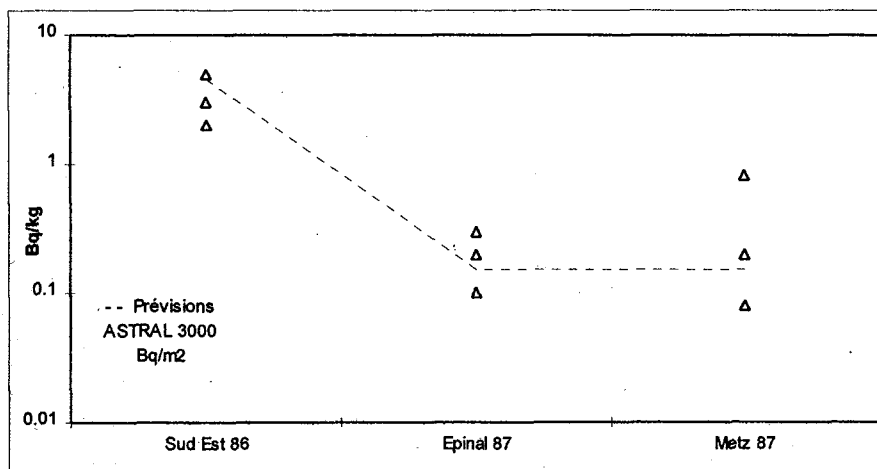


Figure 21 : Concentrations en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais) des céréales des récoltes 1986 et 1987 (données IPSN)

En raison de sa courte période radioactive et du délai entre le début du mois de mai 86 et les premières récoltes, l'iode 131 n'a pas été mesuré dans les grains de céréales.

5.1.4 Fruits

Les fruits frais ont fait l'objet de contrôles jusqu'en 1989 par l'OPRI (SCPRI 86-89), l'IPSN continuant encore aujourd'hui à effectuer régulièrement des mesures (figure 22) (Gontier 97, Pally 97).

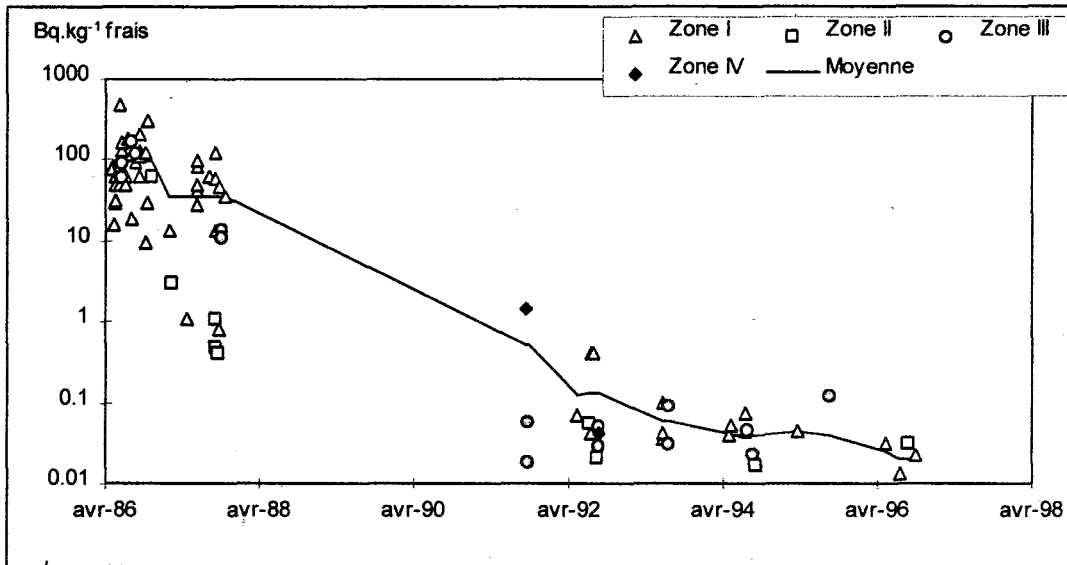


Figure 22 : Concentration en ¹³⁷Cs (Bq.kg⁻¹ frais) des fruits frais (données IPSN).

Au cours des trois premières années après l'accident de Tchernobyl, les mesures faites par l'OPRI et l'IPSN s'étagent entre 1 et 1000 Bq.kg⁻¹ frais. Cette dispersion s'explique notamment par les essences. Ainsi, les valeurs basses, correspondant à des arbres fruitiers tardifs (pommier, poirier, châtaignier) résultent du seul transfert bois-fruit, nettement plus limité. En effet, ces arbres n'avaient pas de feuilles au printemps 86.

En 1986, la concentration moyenne en ¹³⁷Cs des fruits frais en France peut être évaluée à 100 Bq.kg⁻¹ frais. Dès l'année suivante, elle a diminué de 65 %. A partir de 1991, elle est inférieure à 1 Bq.kg⁻¹ frais et diminue régulièrement. En 1996, elle n'est plus que de 0,02 Bq.kg⁻¹ frais.

5.2 Activités massiques moyennes depuis 1991

L'estimation des doses à long terme, qui sera faite par ASTRAL, nécessite de comparer les évaluations du logiciel en matière de contamination des sols et des productions agricoles, de 1991 à 1996, avec des observations réelles. Celles-ci proviennent de la base de données SYLVESTRE (Garnier-Laplace 97) qui contient les résultats des mesures effectuées par l'IPSN. La figure 23 présente cette comparaison pour les légumes-feuilles, pour chacune des zones identifiées sur la carte du césium (figure 4).

En zones I et II, les prévisions d'ASTRAL relatives aux dépôts résultant de l'accident de Tchernobyl (zone grisée) correspondent aux concentrations de césium 137 mesurées. En revanche, en zones III et IV, les conséquences de cet accident sur la contamination des légumes-feuilles ne permettent plus d'expliquer seules les concentrations mesurées, supérieures aux prévisions. Il est alors nécessaire de tenir compte de l'autre source de contamination en césium 137 du territoire français : les essais atmosphériques d'armes nucléaires dans l'hémisphère Nord et leurs retombées.

L'UNSCEAR estime sous nos latitudes (40° et 50° Nord) à 5200 Bq.m⁻² le dépôt moyen résultant de ces tirs (UNSCEAR 82). Près de 94 % de ces dépôts proviennent des tirs américains et surtout soviétiques réalisés entre 1950 et 1962. Les contributions postérieures de la France (jusqu'en 1974) et de la Chine (jusqu'en 1980) ne représentent que 6% de ce dépôt. La migration du césium 137 présent dans les sols vers la profondeur et surtout sa fixation sur les particules de sol entraîne une diminution globale de sa biodisponibilité dans l'horizon racinaire. L'application d'une période effective de 12 ans traduit l'effet résultant de ces deux phénomènes (AIEA 87, Balonov 93). La quantité de césium effectivement bio-disponible dans les sols français, dû aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, est équivalente à une Activité Surface Rémanente estimée entre 1500 et 2000 Bq.m⁻².

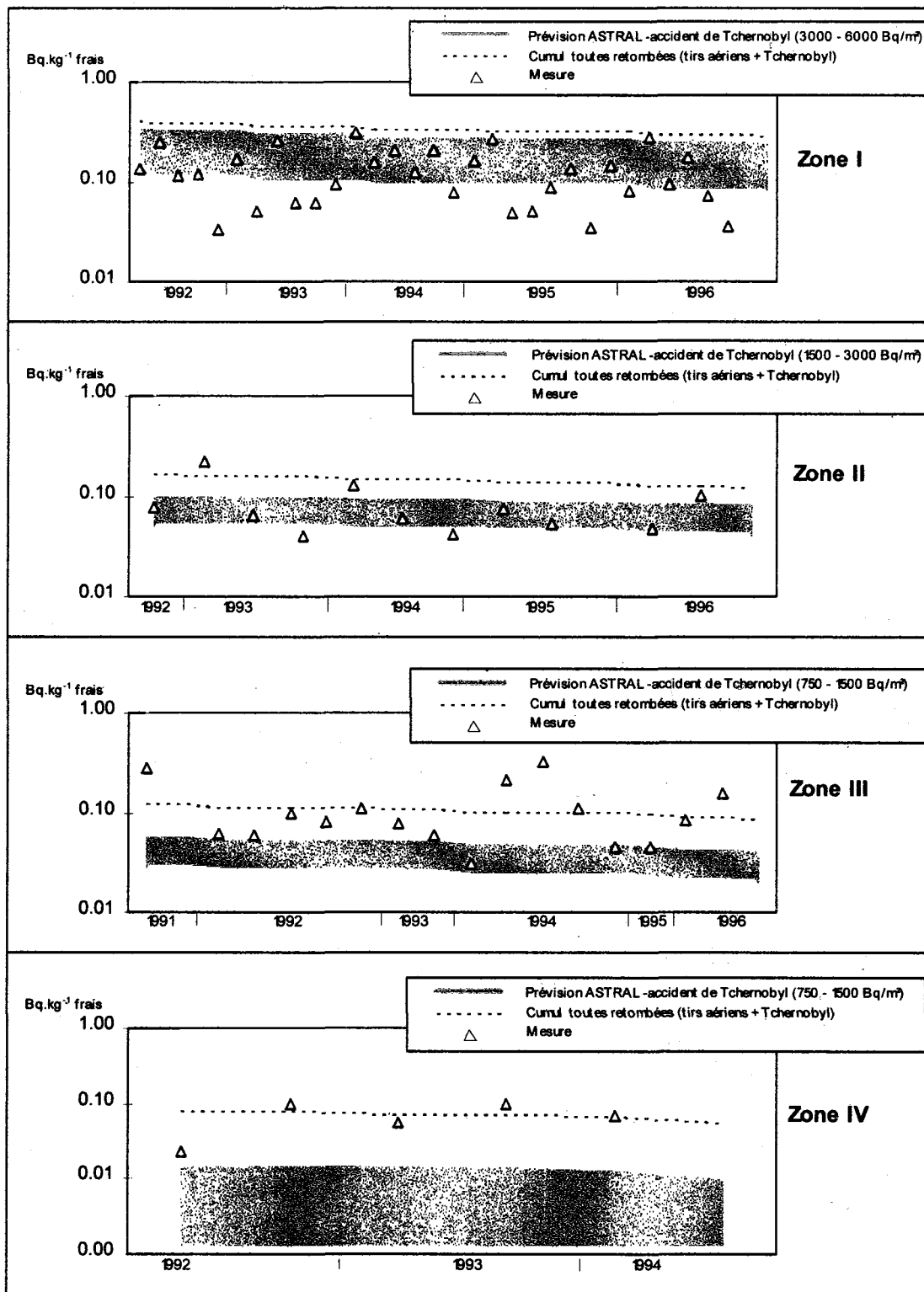


Figure 23 : Concentrations en ^{137}Cs ($Bq.kg^{-1}$ frais) des légumes-feuilles mesurés depuis 1991 (données IPSN)
 (zones identiques à celles définies sur la figure 4)

Les prévisions d'ASTRAL établies sur le cumul des dépôts, dus d'une part à l'accident de Tchernobyl, d'autre part à la rémanence des tirs atmosphériques (ligne discontinue sur les figures), concordent de manière très satisfaisante avec les mesures en zones III et IV pour les légumes-feuilles. C'est aussi le cas pour les céréales et l'herbe.

La figure 24 présente des résultats de mesures de sols prélevés avant l'accident de Tchernobyl entre 1978 et janvier 1986. Si l'on considère que l'activité est répartie de manière homogène dans une épaisseur de 25 cm de sol d'une densité de 1500 kg.m⁻², ces mesures confirment l'estimation d'un dépôt moyen de 5200 Bq.m⁻² dû aux retombées des essais d'armes. La figure 25 présente des résultats de mesures de sols de 1991 à 1997 et les estimations d'ASTRAL pour cette période. La comparaison de ces deux figures permet les remarques suivantes :

- la variabilité des résultats de mesures de sols est indépendante de l'origine des dépôts. En effet, la dispersion autour de la moyenne est comparable avant et après 1986 ;
- les retombées de l'accident de Tchernobyl ont apporté une contamination supplémentaire dans tout l'Est de la France du même ordre de grandeur que celle résultant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires ;
- aujourd'hui, en raison de la décroissance radioactive du césium 137 sur 10 ans, la contamination des sols cultivés est revenue au niveau qu'elle avait avant l'accident.

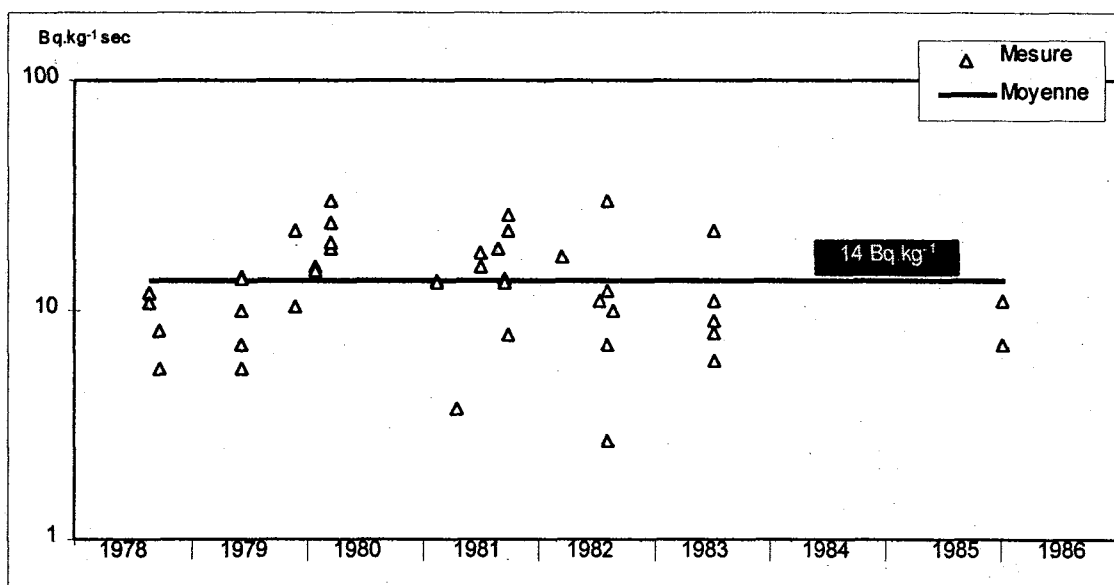


Figure 24 : Concentrations en ¹³⁷Cs (Bq.kg⁻¹ sec) des sols agricoles français avant l'accident de Tchernobyl (données IPSN)

Il est particulièrement intéressant de noter sur la figure 25 que l'estimation d'ASTRAL, basée sur les ASR totales dues aux retombées des essais d'armes et aux retombées de l'accident de Tchernobyl, correspond à la moyenne des mesures sur chaque zone (en haut à gauche sur le graphique).

En conclusion, si dans l'Est de la France, la contribution de l'accident de Tchernobyl à la contamination totale en césium 137 des productions agricoles dépasse 70 %, elle est inférieure à 30 % dans l'Ouest du pays. Ce fait avait déjà été mis en évidence par l'étude des mousses terrestres et des rapports isotopiques entre les césiums 137 et 134 (Descamps 92, Gontier 96). Il en résulte qu'à l'exception du tiers Est de la France, l'activité massique des sols reste voisine de, voire inférieure à celle que l'on mesurait avant l'accident de Tchernobyl. En effet, la décroissance radioactive du césium 137 sur 10 ans a compensé l'apport dû aux retombées de Tchernobyl sur la majeure partie du territoire.

Les activités massiques des sols présentées ici peuvent être comparées à la teneur en radionucléides naturels des sols français (cf. annexe 4) : ⁴⁰K (193-1280 Bq.kg⁻¹), famille du ²³²Th (15-120 Bq.kg⁻¹), famille de ²³⁸U (12-205 Bq.kg⁻¹).

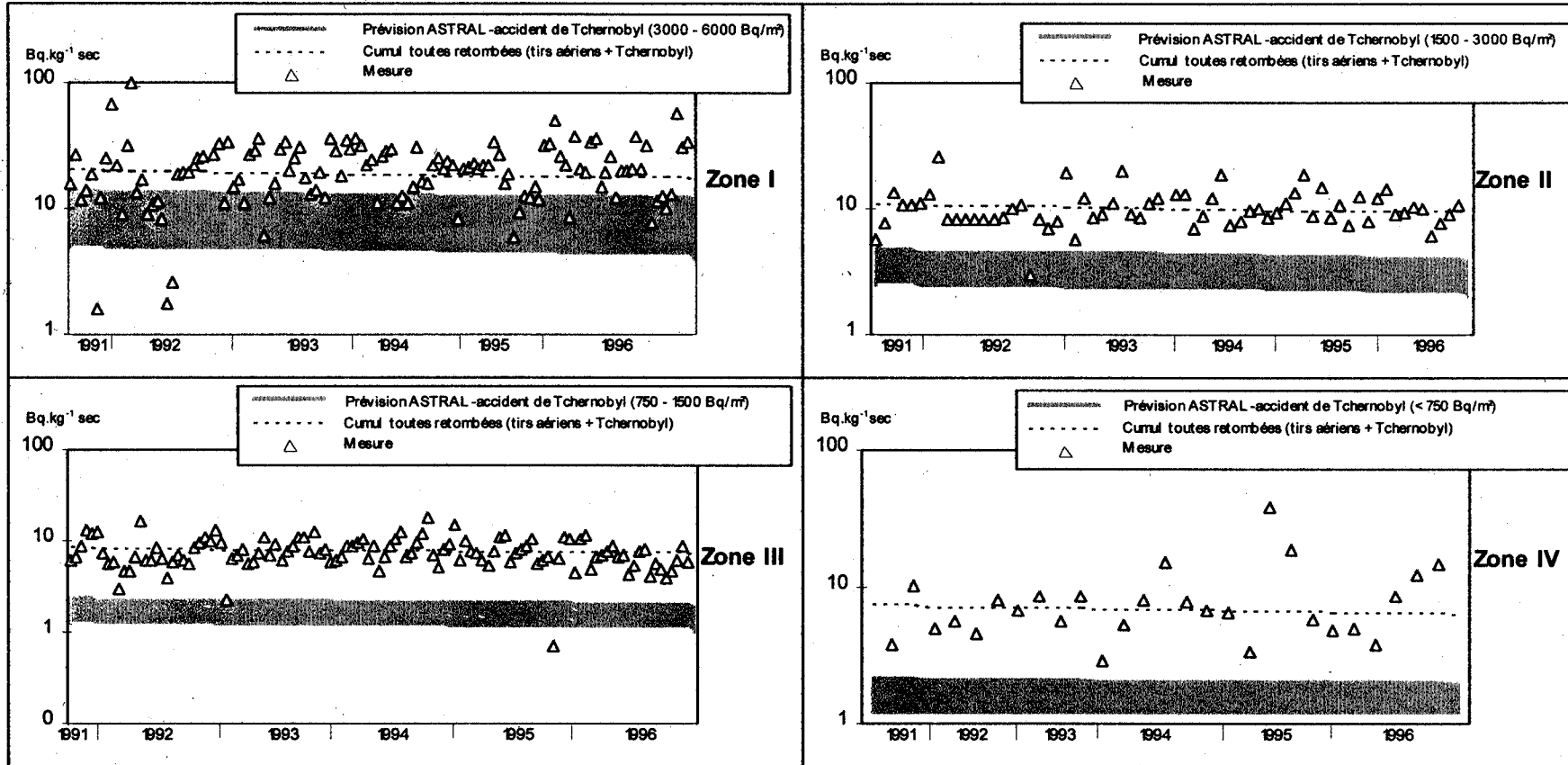
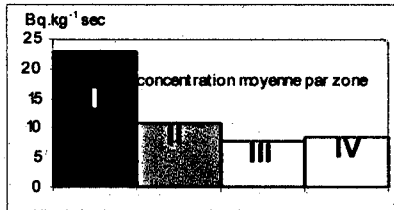


Figure 25 : Concentrations en ¹³⁷Cs (Bq.kg⁻¹.sec) des sols mesurées depuis 1991 (données IPSN)

(zones identiques à celles définies sur la figure 4)

5.3 Variabilité naturelle

Le tableau 4 présente des activités massiques moyennes en césium 137 et des facteurs de variabilité (rapport de la valeur maximale sur la valeur minimale) de légumes-feuilles, de céréales, d'herbe et de lait de vache, mesurés depuis 1992 par l'IPSN sur différents sites. Il permet de faire les remarques suivantes :

- la variabilité des activités massiques moyennes mesurées dans les productions agricoles correspond, pour chaque zone, à la variabilité des dépôts dans chacune d'elles (facteur 2 à 3).
- les estimations issues de la modélisation (*en italique*) surestiment légèrement les moyennes des valeurs mesurées.
- le facteur de variabilité des concentrations d'un même produit sur une même zone est compris entre 2 et 12. Cette variabilité naturelle constatée est inférieure à celles des calculs des modèles (Müller 93-2, Hinton 94, Renaud 97). En effet, dans un récent rapport de la Commission des Communautés Européennes (CCE 97), trois experts sur un panel de six, ont estimé entre 5 et 10 le facteur de variabilité de l'absorption racinaire (rapport des percentiles 95% et 5%), les 3 autres estimations étant de l'ordre de 100.
- il n'y a plus aujourd'hui de différence significative entre les activités massiques moyennes des différentes variétés de productions végétales.
- il subsiste une différence normale, de l'ordre d'un facteur 5, entre les productions végétales et le lait de vache.
- le découpage géographique, établi à partir de mesures effectuées la première année, n'est plus significatif par la suite pour les productions végétales et surtout animales, en raison principalement de la contribution des retombées des tirs atmosphériques d'armes supposée homogène sur tout le territoire.

Tableau 4 : facteurs de variabilité des activités massiques en césium 137 des productions agricoles établies à partir de mesures effectuées par l'IPSN depuis 1992 (Base de Données SYLVESTRE)

Légumes-feuilles	moyenne (Bq.kg ⁻¹ frais)		facteur de variabilité (rapport max/min)	
	<i>prévision du modèle</i>		des mesures	des moyennes des sites
Zone I *	0.15	0.32	9	3
Cruas	0.22		3	
Bugey	0.15		-	
Creys	0.15		7	
Cattenom	0.10		2	
S ^t Alban	0.10		4	
Tricastin	0.08		3	
Fessenheim	0.07		3	
Zone II	0.11	0.23	12	3
Belleville	0.18		12	
Chooz	0.11		4	
Nogent	0.06		2	
Zone III	0.08	0.16	5	3
Céréales	moyenne		facteur de variabilité (rapport max/min)	
Zone I	0.10	0.14	10	-
Zone II	0.07	0.09	10	-
Zone III	0.07	0.07	2	-
Herbe	moyenne		facteur de variabilité (rapport max/min)	
Zone I	0.25	0.32	4	-
Zone III	0.20	0.16	10	2
Lait	moyenne		facteur de variabilité (rapport max/min)	
Zone I	0.06	0.05	3	-
Zone II	0.09	0.03	4	-
Zone II	0.06	0.03	3	-

* En raison de données insuffisantes, toutes les zones ne sont pas traitées.

5.4 Activités massiques maximales

De fortes concentrations dans les productions agricoles peuvent résulter soit d'Activités Surfaiques Rémanentes élevées, soit de conditions écologiques ou de pratiques agricoles locales particulières, qui conduisent à des transferts de radioactivité plus intenses.

La figure 26 présente les activités massiques maximales théoriques en césium 137 calculées par ASTRAL pour une ASR de 6000 Bq.m⁻² (limite supérieure de la zone I) et les valeurs maximales mesurées par les services du Ministère de l'Agriculture (CNEVA) pour les céréales et la viande ; le lait de vache et les légumes-feuilles ne figurent qu'à titre comparatif. Il apparaît que les valeurs les plus élevées concernent le mois de mai 1986 et que, dans les mois suivants, ce sont les viandes qui présentent les niveaux de contamination les plus élevés, avec des mesures maximales avoisinant 1000 Bq.kg⁻¹.

La simulation faite par ASTRAL pour la viande de boeuf traite le cas de bovins déjà au pâturage lors des dépôts et consommant 50 kg d'herbe par jour. Cette simulation est pénalisante puisque, à cette époque de l'année, les animaux de boucherie sont souvent engraisés à l'étable ; elle semble cependant bien correspondre aux valeurs maximales mesurées par le CNEVA. Pour les céréales, les mesures maximales enregistrées par le Ministère de l'Agriculture correspondent à des récoltes faites début juillet. Les résultats de calculs d'ASTRAL pour les récoltes d'août, cinq fois moins élevées, sont d'environ 20 Bq.kg⁻¹.

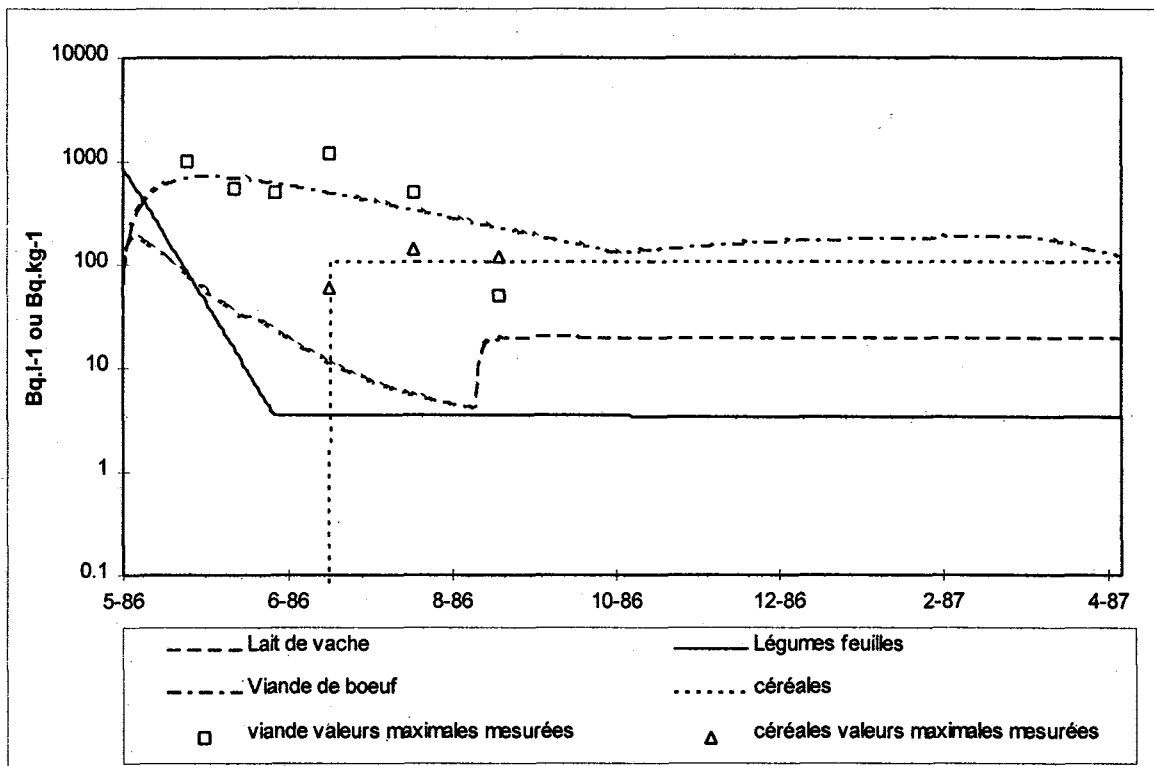


Figure 26 : Comparaison entre les activités maximales théoriques en césium 137 fournies par ASTRAL de mai 1986 à avril 1987 (ASR = 6000 Bq.m⁻²) et celles mesurées par le CNEVA de mai à août 1986

Durant les premières semaines qui ont suivi les dépôts, il apparaît que la concentration en césium (¹³⁷Cs + ¹³⁴Cs) du lait, des légumes-feuilles et de la viande a dépassé, dans quelques départements de l'Est de la France, les limites fixées le 30 mai 1986 par le Conseil des Communautés Européennes pour l'importation de produits alimentaires originaires de pays tiers : 370 Bq.kg⁻¹ pour le lait et 600 Bq.kg⁻¹ pour les autres denrées (cf annexe 5).

En Corse notamment, dans la zone très étendue où les précipitations ont dépassé 40 mm dans les 5 premiers jours de mai, la contamination des laits et des fromages de chèvre et de brebis a pu dépasser 600 Bq.kg⁻¹ en césium 137 et 134 durant les mois de mai et juin 86. Les calculs d'ASTRAL montrent que, dans le cas de la viande, le dépassement de la valeur de 600 Bq/kg a pu se prolonger jusqu'à la fin de l'année 1986.

Dès 1988, la contamination théorique maximale de la plupart des productions agricoles était inférieure à 10 Bq.kg^{-1} , y compris dans les régions du Sud-Est de la France où la rémanence des dépôts initiaux a été la plus longue, notamment dans l'herbe et donc dans le lait et la viande.

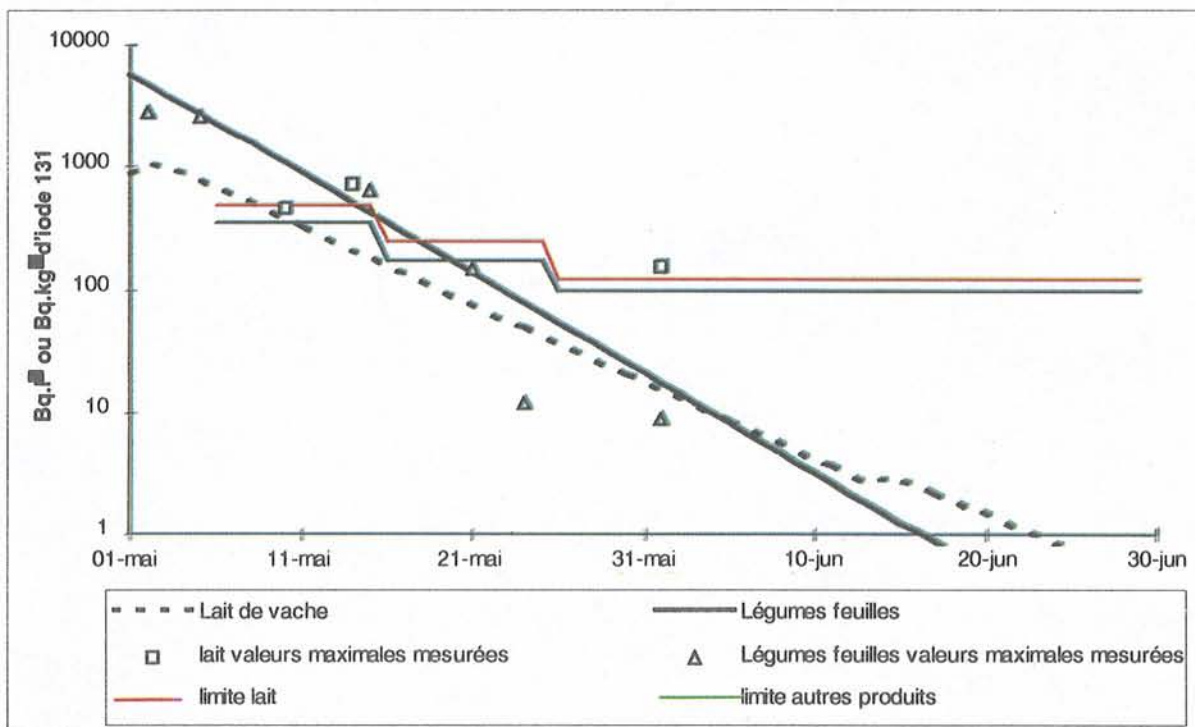


Figure 27 : Comparaison entre les activités maximales théoriques en Iode 131 fournies par ASTRAL en mai et juin 1986 (ASR = $50\,000 \text{ Bq.m}^2$), celles mesurées par le CNEVA et l'IPSN durant cette période et les limites fixées successivement

En ce qui concerne l'iode 131, la valeur maximale mesurée était de 720 Bq.l^{-1} dans un lait du Sud-Est de la France (figure 27). Cette valeur mesurée dans la deuxième quinzaine de mai est supérieure aux limites (niveau d'intervention) fixées par la Commission européenne le 6 mai 86 à 500 Bq.l^{-1} puis le 16 mai à 250 Bq.l^{-1} . La valeur de 150 Bq.l^{-1} mesurée début juin est significativement plus élevée que la valeur théorique correspondante. Elle s'explique vraisemblablement par une alimentation à base de foin fané au moment où l'herbe présentait sa contamination maximale au début mai. De ce fait, seule la décroissance radioactive s'applique.

L'activité maximale théorique atteinte par les légumes-feuilles récoltés les 1^{er} et 2 mai 1986 est de 6000 Bq.kg^{-1} frais. Une salade achetée sur le marché de Mandelieu (06) et mesurée par l'IPSN a atteint 2750 Bq.kg^{-1} frais. La valeur maximale enregistrée par le CNEVA dans le Nord-Est de la France était de 2600 Bq.kg^{-1} frais. Ces valeurs sont très largement au-dessus des limites fixées le 6 mai par la Commission européenne pour produits autres que le lait à 350 Bq.kg^{-1} frais.

6. Contamination des produits naturels, semi-naturels et de l'eau de boisson

Certains produits naturels et semi-naturels tels que les champignons, les fruits secs (noisettes), le thym, le gibier et le miel se distinguent des productions agricoles par un niveau de contamination plus élevé et par la persistance dans le temps de leur contamination. La figure 28 montre ainsi qu'en 1986 et 1987, l'activité massique des champignons est 5 à 10 fois plus forte que celle du lait ou des céréales. Ceci est principalement dû aux dépôts plus importants en forêts (cf. chapitre 3.3.3) et au fait que les champignons concentrent les éléments minéraux (symbiose avec l'arbre hôte) (Jacob 96). Mais c'est surtout les années suivantes que les champignons, comme d'autres produits forestiers tels que les baies ou le gibier, se particularisent par des cinétiques d'épuration beaucoup plus lentes. Pour certaines espèces dont le réseau racinaire (mycélium) est plus profond ($>10 \text{ cm}$), l'activité massique est même en augmentation, en raison de la lente migration du césium vers la profondeur. Il en résulte qu'actuellement, les champignons sont 1000 fois plus contaminés en moyenne que les productions agricoles. Si un individu consomme chaque année 400 kg d'aliments issus de l'agriculture, une

sommation annuelle de seulement 400 g de champignons suffit à doubler son incorporation de césium et donc sa dose interne.

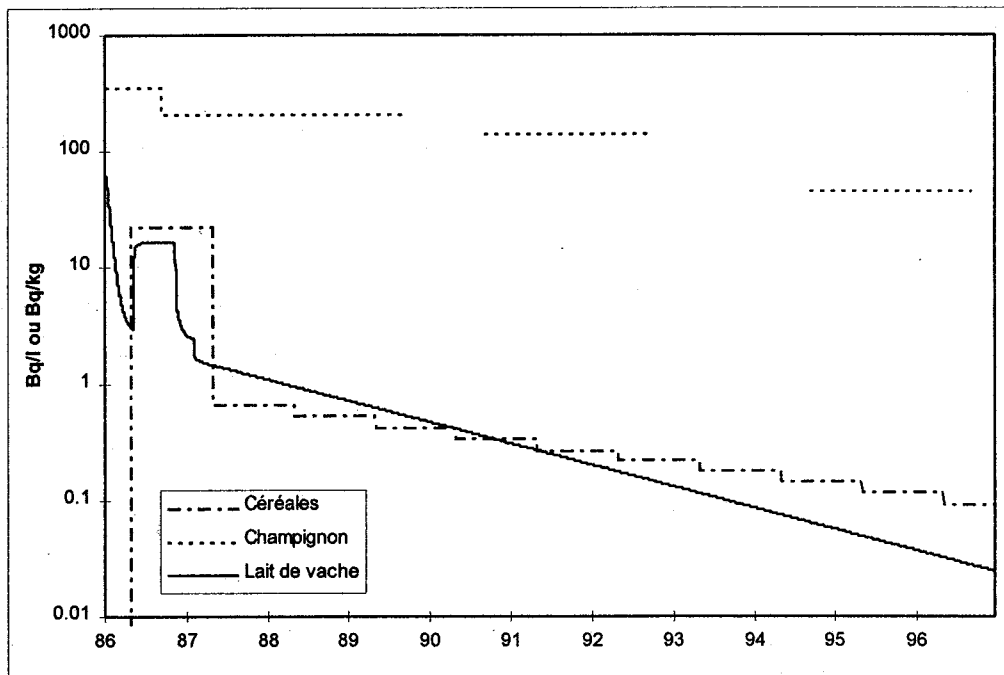


Figure 28 : Évolution comparée des activités massiques de deux productions agricoles et d'un produit naturel

Ces produits qui représentent une consommation marginale pour la plupart des gens, ne sont pas pris en compte par ASTRAL. Les sources d'information consultées pour cette étude sont essentiellement la base de données de l'IPSN (SYLVESTRE) et les bulletins mensuels de l'OPRI. Dans ceux-ci, les mesures effectuées ont été faites soit pour le compte de l'OPRI, soit à la demande d'autres organismes, dont principalement la DGCCRF. Pour simplifier, ces données sont exposées ici sous le vocable de données OPRI.

6.1.1 Champignons

De 1986 à 1989, l'OPRI a réalisé un nombre important de mesures sur des champignons comestibles, complétées de quelques mesures IPSN (figure 29). Les concentrations observées varient d'un facteur 100 à 1000, leur moyenne se situant à 360 Bq.kg⁻¹ frais en 1986 et 210 les trois années suivantes. Ces moyennes sont cependant peu significatives compte tenu de l'amplitude des variations. De plus, les activités réelles des échantillons les moins contaminés, qui se situent au-dessous des seuils de mesure, ne sont pas prises en compte.

Au cours des années 1990 à 1996, l'IPSN et d'autres organismes ont continué à mesurer les concentrations en ¹³⁷Cs des champignons : l'amplitude des variations observées demeure de trois ordres de grandeur, ce qui tend à masquer la lente décroissance de l'activité massique des champignons sur l'ensemble du territoire français.

La variabilité des facteurs de transfert entre les différents types de champignons (0,01 à 0,2 m².kg⁻¹ frais) conduit à une fourchette d'estimations de leur concentration en césium ¹³⁷ de 15 à 5000 Bq/kg frais sur l'ensemble du territoire français. En effet, la CRIIRAD a mesuré en 1997 à S^t Martin-Vésubie, un champignon « petit gris » présentant une activité massique de 3195 Bq.kg⁻¹ frais (CRIIRAD-2 97). En raison de cette grande variabilité et de la grande hétérogénéité des surfaces boisées, le découpage en zones n'est plus significatif. Les espèces les plus sensibles à la contamination de leur environnement sont : la pholiote ridée (*Rozites Caperata*), le bolet bai (*Xerocomus Badius*), le bolet à chair jaune (*Xerocomus Chrysenteron*) et, dans une moindre mesure, les chanterelles (*Cantharellus Cibarius*, *Lutescens* et *Tubaeformis*), les russules (*Russula species*) et le pied de mouton (*Hydnum Repandum*). Cependant, ce n'est qu'en zones I et II, sur les surfaces présentant les ASR les plus élevées, que ces champignons peuvent dépasser les 600 Bq.kg⁻¹ frais. Parmi les espèces les moins touchées, on trouve les morilles (*Maurus species*), les armillaires couleur de miel (*Armillaria Mellea*), les mousserons et coulemelles (*Marasmius* et *Macrolepiota Rhodes et Procera*) et le cèpe de Bordeaux (*Boletus Edulis*) dont la contamination, en raison d'un mycélium plus profond (5-10 cm), est susceptible de s'élever dans les années à venir.

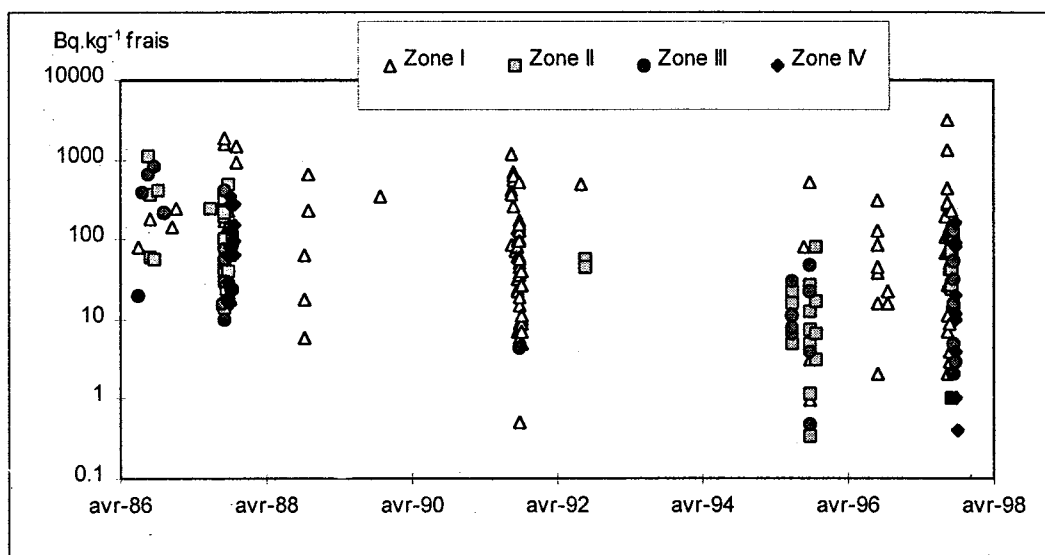


Figure 29 : Concentration de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais) dans les champignons

6.1.2 Poissons de rivière

L'IPSN a collecté au sein de la base de données SYLVESTRE un nombre important de mesures de concentration en ^{137}Cs des poissons de rivière usuellement consommés en France (figure 30), comme l'anguille, le brochet, la friture, le sandre et la truite.

Comme pour les champignons, les concentrations observées se répartissent chaque année sur deux à trois ordres de grandeur, la valeur moyenne diminuant régulièrement. De 8 Bq.kg^{-1} frais en 1986, elle n'est plus que de $0,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais en 1996.

Trois paramètres concourent à la diminution des concentrations : le renouvellement de l'eau (rivières), celui des populations et dans une moindre part pour le ^{137}Cs la décroissance radioactive.

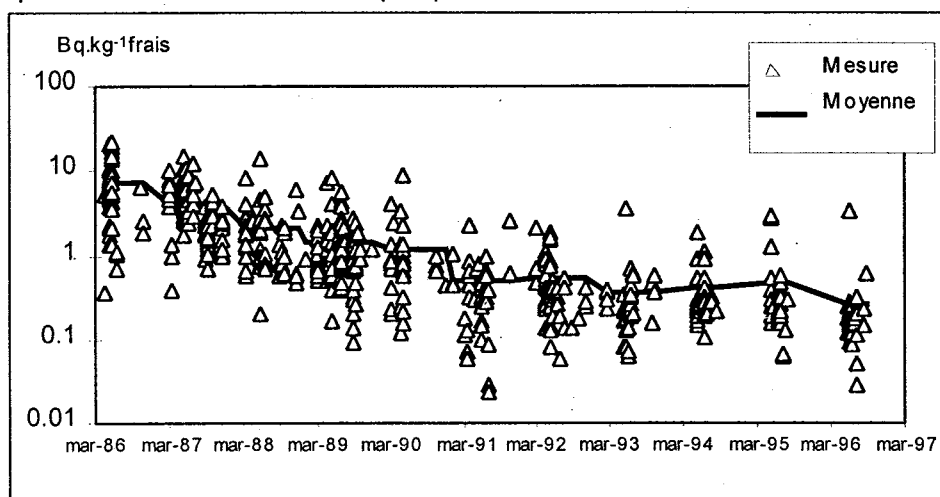


Figure 30 : Concentration en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais) des poissons de rivière (données IPSN)

6.1.3 Thym, noisettes et miel

Les mesures de concentration en ^{137}Cs du thym ont alimenté de nombreuses polémiques médiatiques. D'après les résultats de l'OPRI (figure 31), l'amplitude de variation des concentrations, d'un facteur 100 à 1000, se conserve également dans le temps. Il en résulte que, comme pour les champignons, le découpage géographique n'est plus significatif.

Comme pour les produits précédents, la tendance générale indique une diminution de la contamination du thym, sa concentration moyenne chutant de 1200 Bq.kg^{-1} frais en 86-87 à 90 Bq.kg^{-1} frais dès 1988. Aujourd'hui, l'activité massique du thym apparaît inférieure à 5 Bq.kg^{-1} frais. Mais en raison de la grande sensibilité du thym à des apports d'activité par voie atmosphérique, des valeurs plus élevées pourraient être mesurées localement dans le cas de rejets de césium par des installations nucléaires (Descamps 97).

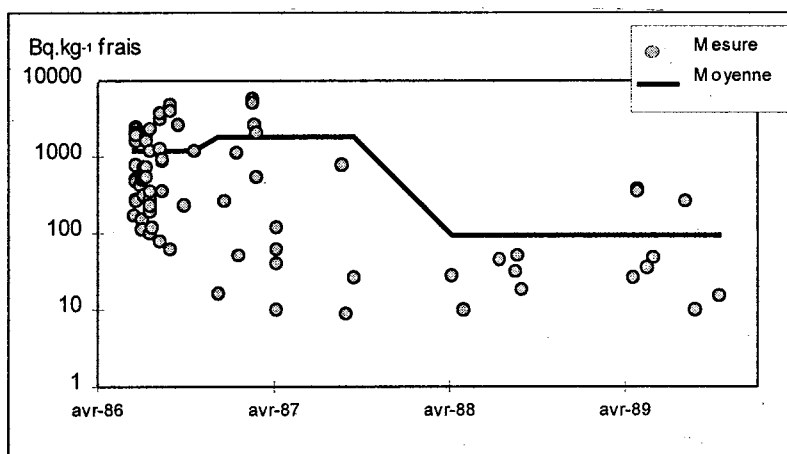


Figure 31 : Concentration en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais) du thym (données OPRI)

Au cours des contrôles effectués par l'OPRI à la suite de l'accident de Tchernobyl, les noisettes et le miel ont été régulièrement suivis durant les quatre premières années.

Moins dispersées que dans les deux cas précédents, les concentrations en ^{137}Cs des noisettes varient d'un ordre de grandeur en 1986 (36 à 700 Bq.kg^{-1} frais), leur moyenne s'établissant alors à 240 Bq.kg^{-1} frais. Les rares données disponibles par la suite conduisent à une moyenne de 159 Bq.kg^{-1} frais. Sur les quatre années, l'amplitude de variation des concentrations en ^{137}Cs du miel se conserve et équivaut à deux ordres de grandeur (1 à 80 Bq.kg^{-1}), comme pour les poissons. En l'absence de données suffisantes et étant donné la dispersion des mesures, seule la moyenne globale a été calculée : elle est de 24 Bq/kg .

6.1.4 Gibier

A l'automne 86, les 273 mesures effectuées par l'OPRI sur des oiseaux migrateurs (palombe, bécasse, sarcelle...) révèlent des concentrations en césium 137 de 7 à 460 Bq.kg^{-1} frais, leur valeur moyenne s'établissant à 39 Bq.kg^{-1} frais.

En 1989, sur près de 6000 analyses de gibier, sont relevées une cinquantaine de concentrations en césium 137 comprises entre 50 et 100 Bq.kg^{-1} et une autre cinquantaine supérieures à 100 Bq.kg^{-1} . Parmi celles-ci figurent notamment un sanglier (9630 Bq.kg^{-1}) et deux chevreuils (230 et 320 Bq.kg^{-1}) du Jura.

En ce qui concerne le gros gibier en France ces dernières années, les quelques données connues concernent les sangliers. Dans les Vosges, ils présentent en 1996 des concentrations courantes de 400 à 500 Bq.kg^{-1} frais. Deux valeurs exceptionnelles de 1675 et 2120 Bq.kg^{-1} frais ont été mesurées et confirmées par divers organismes dont l'IPSN. A Cadarache, la concentration mesurée sur un sanglier abattu en février 97 était de $2,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais.

En Allemagne, un suivi régulier est réalisé depuis 1986 sur les populations de sangliers et de chevreuils (SSK 96, Schmid 86), montrant, d'une part des fluctuations saisonnières déjà bien connues selon l'alimentation des animaux, d'autre part la tendance générale à la décroissance. De 1987 à 1994, la concentration maximale en ^{137}Cs des chevreuils (saison hivernale) est passée de 7000 à 2600 Bq.kg^{-1} frais. Ces valeurs correspondent à la fourchette de concentrations estimée par l'IPSN pour les chevreuils des Vosges, allant de 500 à 2500 Bq.kg^{-1} frais pour l'hiver 96/97.

Ce n'est qu'en zone I, et sur les surfaces présentant les ASR les plus élevées, que l'activité massique du gibier, et notamment des sangliers, peut dépasser les 600 Bq.kg^{-1} . L'activité massique maximale théorique qu'un gibier peut atteindre en France est estimée à 5000 Bq.kg^{-1} .

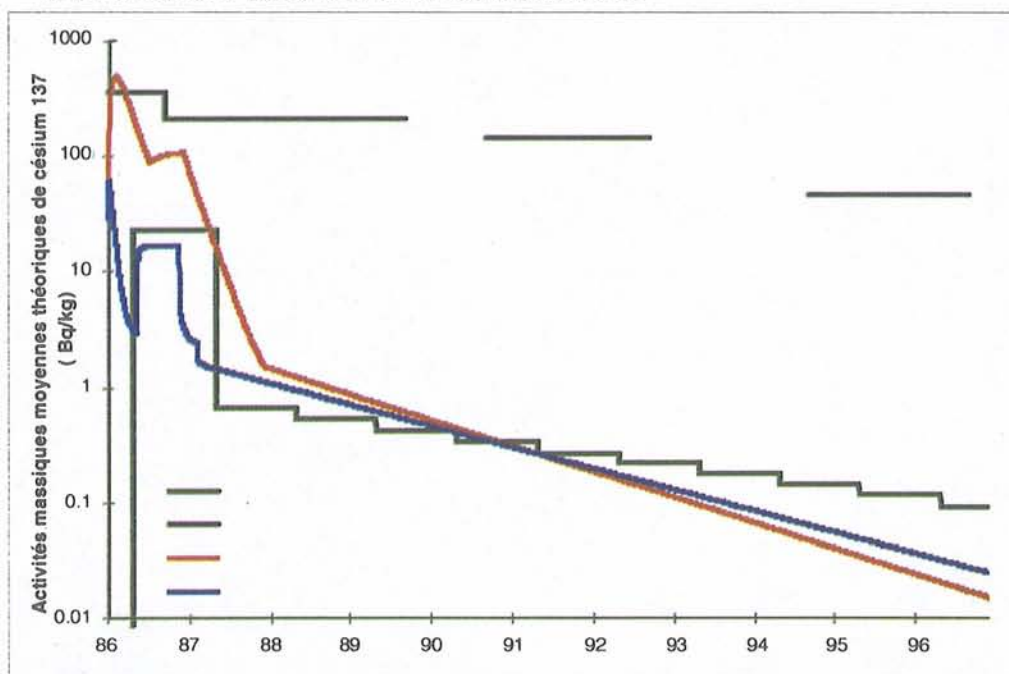
6.1.5 Eau de boisson

En France, l'eau de boisson provient principalement du traitement des eaux de surface (rivières, lacs), dont l'activité est régulièrement mesurée par l'OPRI. En 1986, l'activité volumique des eaux de surfaces filtrées est toujours restée en dessous de $0,1 \text{ Bq.l}^{-1}$: la valeur maximale enregistrée a atteint $0,08 \text{ Bq.l}^{-1}$. Les mesures de césium 137 dans les poissons, effectuées par l'IPSN, confirment ces valeurs. En effet, un mois après une contamination de l'eau, la concentration des poissons est environ 50 fois supérieure à celle de l'eau (Lambrechts 84). A partir des valeurs présentées dans la figure 30, l'activité volumique de l'eau peut être estimée à $0,1 \text{ Bq.l}^{-1}$ environ, par application de ce facteur 50. Ce maximum a pu se maintenir quelques semaines en raison de phénomènes de ruissellement, avant que le renouvellement de l'eau n'entraîne une décroissance significative.

Synthèse

Les concentrations de ^{137}Cs , ^{134}Cs et ^{131}I dans les produits agricoles ont atteint des **maxima immédiats après les dépôts**, puis ont décliné avec des dynamiques variables.

Pour le lait et la viande, les activités massiques moyennes en césium 137 début mai 1986 étaient de l'ordre de la centaine de Bq/kg dans tout l'Est de la France. Les valeurs maximales observées pour la viande pendant l'été 1986 ont été d'environ 1000 Bq/kg. A l'entrée de l'hiver, elles étaient revenues à une valeur de l'ordre de la dizaine de



Bq/kg pour la viande et le lait.

L'administration de fourrages récoltés au printemps a pu faire remonter légèrement les concentrations pendant l'hiver 86-87. Les activités massiques ont ensuite diminué et n'étaient plus que de quelques Bq/kg dès 1987. La décroissance a été plus lente dans le sud-est que dans le reste du pays.

En ce qui concerne ^{131}I , dans la même zone, les concentrations moyennes à l'origine ont pu atteindre plusieurs centaines de Bq/kg mais la décroissance a été beaucoup plus rapide avec une période effective d'environ 5 jours.

Les légumes-feuilles ont été les végétaux les plus contaminés. Les concentrations en ^{137}Cs ont atteint quelques centaines de Bq/kg dans les jours qui ont suivi les dépôts, notamment dans le nord-est ; pour ^{131}I , les valeurs aux mêmes endroits ont atteint quelques milliers de Bq/kg. Dans les deux cas, la décroissance a été très rapide, avec des concentrations en ^{137}Cs de quelques Bq/kg et la disparition de ^{131}I dès juillet 1986. Pour les autres végétaux, les concentrations ont été plus faibles, mais avec une dynamique de décroissance plus lente, notamment en ce qui concerne les fruits, en raison du stockage de radiocésiums dans le bois des arbres.

Actuellement, les concentrations se trouvent uniformément en dessous de celles mesurées avant l'accident.

Les produits forestiers, tels que le gibier et les champignons, présentent des niveaux de contamination plus élevés que les produits agricoles. En 1986, l'activité mesurée dans les champignons était 5 à 10 fois plus forte que celle enregistrée dans le lait ou les céréales. Mais surtout, la décroissance de cette concentration dans le temps est

beaucoup plus lente ; les teneurs en ^{137}Cs des champignons et du gibier ont peu varié depuis 1986. Actuellement, leur contamination peut être jusqu'à 10 000 fois plus forte que celles des céréales ou des produits issus de l'élevage tels que le lait et la viande. **Ponctuellement, les teneurs en ^{137}Cs dans les produits forestiers peuvent encore dépasser les limites de commercialisation fixées le 30 mai 1986 à 600 Bq/kg ***, pour gérer les conséquences de l'accident de Tchernobyl.

L'activité volumique des **eaux de boisson** issues du traitement des eaux de surface, rivières et lacs, a pu atteindre 0,1 Bq/l dans les premiers jours de mai 86, avant que le renouvellement de l'eau n'entraîne une décroissance significative et rapide de cette activité.

* L'activité massique de 600 Bq/kg de césium est la limite que ne doivent pas dépasser les produits agricoles importés de pays n'appartenant pas à la Communauté Européenne. Cette limite qui ne concerne pas le lait et les aliments pour nourrissons de moins de 6 mois a été définie le 30 mai 1986 par le Conseil des Communautés Européennes.

7. Évaluations dosimétriques

7.1 Expositions moyennes des populations

7.1.1 Hypothèses des calculs

Les doses calculées sont des doses efficaces et des doses équivalentes à la thyroïde au sens défini par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) dans sa publication numéro 60 (ICRP 1990). Les facteurs de conversion de dose utilisés sont ceux préconisés dans la CIPR 72 (ICRP 1997) pour l'inhalation et l'ingestion, ceux publiés par Kocher (Kocher 83) pour l'exposition externe dans le panache, et ceux adoptés par le gouvernement fédéral des États-Unis (ORIA 93) pour l'exposition externe aux rayonnements provenant du sol.

L'évolution des niveaux de contamination des productions agricoles et des aliments conduit à différencier l'année 1986, caractérisée par les plus hauts niveaux de contamination, les années de transition de 1987 à 1989, durant lesquelles il y a une rémanence des dépôts directs plus ou moins longue suivant les produits et les régions, et les années ultérieures au cours desquelles les niveaux de contaminations se stabilisent et où se distinguent certains produits naturels : champignons, gibier... Par ailleurs, il est toujours intéressant de découpler en matière d'évaluations dosimétriques les doses déjà engagées des doses à venir. Aussi nous adopterons le découpage en plages de temps suivant : 1986, 1987-1996, 1997-2046.

Les radionucléides considérés sont ceux susceptibles de conduire à des doses significatives : ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs , auxquels viennent s'ajouter ^{132}Te et ^{136}Cs pour les doses relatives à l'immersion dans le panache. Les Activités Surfaiques Rémanentes du ^{90}Sr sont trop faibles pour que ce radionucléide soit associé (cf. tableau 1).

À l'exception de celles résultant de l'immersion dans le panache, les doses sont calculées au moyen du logiciel ASTRAL. Le découpage géographique est fait sur la base des zones identifiées sur la carte du césium 137. Les rapports isotopiques sont ceux présentés dans le tableau 2. La contribution de la voie humide aux dépôts totaux (h/s) est fixée à 80 % avec des hauteurs de précipitation (P) de 20 mm sur l'Est et l'Ouest du pays et de 10 mm sur la bande centrale, en accord avec les conditions de dépôt déjà utilisées pour l'établissement des Activités Surfaiques Rémanentes (cf. chapitres 4.1 et 4.3).

Le tableau 5 récapitule les Activités Surfaiques Rémanentes et les conditions de dépôts sur les zones considérées utilisées pour les calculs de doses.

Tableau 5: ASR et conditions de dépôts en mai 1986 utilisées pour les calculs de doses

Conditions des dépôts	Activités Surfaiques Rémanentes (surfaces non boisées) en mai 1986 : Bq.m ²						
	h/s (%)	P (mm)	^{137}Cs	^{134}Cs	^{131}I	^{103}Ru	^{106}Ru
Zone I*	80	20	3 000 - 6 000	1 500 - 3 000	20 000 - 50 000	4 500 - 9 000	1 000 - 2 000
Zone II*	80	10	1 500 - 3 000	750 - 1 500	5 000 - 20 000	2 250 - 4 500	500 - 1 000
Zone III*	80	10	750 - 1 500	475 - 750	5 000 - 20 000	1 125 - 2 250	250 - 500
Zone IV*	80	20	< 750	< 375	< 5 000	< 1 125	< 250

* : zones identiques à celles définies sur la figure 4

Les doses sont calculées pour des adultes et des enfants pour lesquels des scénarios d'exposition ont été définis (tableau 6). En ce qui concerne l'exposition interne par ingestion de denrées contaminées, c'est la ration alimentaire standard d'ASTRAL, établie à partir d'études de l'INSEE au niveau national (Bertrand 91), qui a été utilisée. Comme la contamination est à l'échelle du pays tout entier et que les pays limitrophes ont également été touchés, tous les produits consommés sont considérés comme contaminés au niveau de ceux de la zone sur laquelle la dose est calculée. Cette estimation est vraisemblablement la plus proche de la réalité en raison de l'étendue des zones et du fait que seul un facteur 2 sépare les niveaux de contamination de la zone traitée de ceux des zones voisines.

En ce qui concerne l'exposition externe, deux calculs ont été menés : l'un pour un adulte travaillant en milieu rural, avec un temps relativement important passé à l'extérieur sur l'exploitation agricole, l'autre pour un individu évoluant dans un environnement urbain et passant son temps principalement dans des bâtiments.

Des hypothèses similaires ont été faites pour des enfants de cinq ans, les expositions externe et interne d'un enfant de cet âge étant plus importantes que celles d'un enfant plus jeune. En terme de dose efficace, les résultats ne sont pas significativement différents de ceux présentés ci-après pour les adultes. En effet, un enfant consomme un peu moins de chacune des catégories alimentaires, exception faite du lait, ce qui conduit à une incorporation moindre de radionucléides. Par ailleurs, la dose correspondant à une incorporation unitaire est légèrement inférieure pour les césiums 134 et 137.

Cependant, la dose équivalente à la thyroïde peut être jusqu'à 10 fois supérieure pour un enfant de 5 ans que pour un adulte, en raison d'une plus forte consommation de lait, et surtout du fait que la dose à l'organe pour une activité ingérée unitaire est 5 fois plus élevée (cf tableaux 8 et 9).

Tableau 6 : Éléments de scénario pour les individus de référence

Paramètres et unités	Adulte rural	Adulte urbain	Enfant de 5 ans
temps de présence (h.j ⁻¹)			
à l'extérieur sur champ cultivé	4	0	0
à l'extérieur sur sol non remanié	6	4	4
à l'intérieur	14	20	20
facteur de protection apporté par les bâtiments (-)	0,2	0,2	0,2
débit respiratoire (m ³ .h ⁻¹) CIPR 71	0,9	0,9	0,4
ration alimentaire quotidienne (kg.j ⁻¹)			
légumes-feuilles et conserves	0,06		0,04
légumes-fruit et conserve	0,06		0,04
légumes-racines et conserves (hors pomme de T.)	0,08		0,06
farines et autres dérivés céréaliers	0,17		0,1
potatoes de terre	0,15		0,1
fruit frais	0,1		0,07
lait frais, de conserve et dérivés frais	0,340		0,7
fromages fermentés	0,04		0,03
beurre	0,02		0,01
viande de boeuf et de veau	0,05		0,03
viande de mouton	0,005		0,003
viande de porc et charcuterie	0,05		0,03
viande de volaille	0,03		0,02
oeufs	0,02		0,01
pourcentage de denrées provenant de la zone (%)	100		100

Les calculs ont été faits pour les ASR limites basses et hautes de chaque zone.

7.1.2 Année 1986

Dans son rapport sur l'accident de Tchernobyl, l'IPSN a évalué les doses externe et interne par immersion et inhalation dans le panache, à partir des concentrations mesurées dans l'air puis intégrées sur le temps, pour différents sites (IPSN 86). Les résultats adaptés aux scénarios retenus pour cette étude sont présentés dans le tableau 7. Ces sites ont été regroupés en fonction de leur appartenance aux zones précédemment définies. Toutefois, il est évident que deux ou quatre stations de mesures ne sont pas représentatives de ces zones, étant donné leur vaste superficie. On se retrouve confronté ici à la fois au problème de l'hétérogénéité

au sein d'une même zone, déjà évoquée (cf. fin du chapitre 4.3) et à celui de la définition des limites de zones. En effet, les deux seuls sites qui représentent la zone II, Dijon et Verdun, ont la particularité d'être très proches de la zone I. Pour utiliser les données du tableau afin de déterminer les doses dues aux expositions externe et interne dans le panache, les quatre zones ont donc été regroupées deux à deux.

Tableau 7 : Doses par exposition externe et par inhalation dans le panache estimées à partir de mesures faites par le C.E.A. sur différents sites (μSv)

	Dose efficace (μSv) pour un adulte				Dose équivalente à la thyroïde* (μSv)			
	Exposition externe		Exposition interne par inhalation		Adulte		Enfant de 5 ans	
	rural	urbain	rural	urbain	rural	urbain	rural	urbain
<i>milieu rural</i>								
Grenoble	0,02	0,01	2,0	1,2	39	24	120	73
Marcoule	0,16	0,10	12	7,3	160	97	460	290
Cadarache	0,13	0,08	4,6	2,9	112	70	340	210
Pierrelatte	0,02	0,01	2,1	1,3	38	24	120	72
Verdun	0,30	0,19	16	10	290	183	880	550
Dijon	0,11	0,07	5,3	3,3	85	53	260	160
<i>zones I-II</i>	<i>0,02-0,30</i>	<i>0,01-0,19</i>	<i>2,0-16</i>	<i>1,2-10</i>	<i>39-290</i>	<i>24-183</i>	<i>120-880</i>	<i>73-550</i>
Saclay	0,07	0,04	7,5	4,7	101	63	300	190
Orsay	0,18	0,11	9,1	5,7	171	107	510	320
Le Ripault	0,02	0,01	0,8	0,5	22	14	66	41
Bruyères le Châtel	0,03	0,02	1,3	0,8	35	22	100	65
La Hague	0,02	0,02	0,9	0,6	25	15	74	46
Le Barp	0,05	0,03	2,1	1,3	29	18	88	55
<i>zones III-IV</i>	<i>0,02-0,18</i>	<i>0,02-0,11</i>	<i>0,8-9,1</i>	<i>0,5-5,7</i>	<i>22-171</i>	<i>14-107</i>	<i>66-510</i>	<i>41-320</i>

Les doses ainsi évaluées peuvent être comparées à celles estimées à partir des données de l'UNSCEAR (UNSCEAR 88) qui ne distingue que trois « régions ». La région 1 de l'UNSCEAR correspond à la zone I et à la partie Est de la zone II définies dans la présente étude, la région 2 recouvre le centre de la France et la région 3 regroupe l'Ouest de la zone III et la zone IV (tableau 8). Ces deux estimations concordent de manière satisfaisante. Les évaluations plus faibles faites à partir des données UNSCEAR, notamment dans la région 3 (Ouest de la France) résultent certainement d'une prise en compte insuffisante de l'importance des dépôts humides.

Tableau 8 : Doses par exposition externe et par inhalation dans le panache estimées à partir de données de l'UNSCEAR (μSv)

	Dose efficace (μSv) pour un adulte				Dose équivalente à la thyroïde (μSv)			
	Exposition externe		Exposition interne par inhalation		Adulte		Enfant de 5 ans	
	rural	urbain	rural	urbain	rural	urbain	rural	urbain
<i>milieu</i>								
région 1 (Est)	0,13	0,08	5,5	3,5	43	27	85	53
région 2 (Centre)	0,02	0,01	0,8	0,51	4,8	3,0	10	6
région 3 (Ouest)	0,002	0,001	0,09	0,06	0,5	0,3	1,1	0,7

* : une dose équivalente de 20 mSv engagée à la thyroïde correspond à une dose efficace (au corps entier) de 1 mSv (CIPR). Toutefois, des variations de cette correspondance apparaissent dans le tableau 7, en relation avec les variations des différents paramètres entrant dans le calcul. La valeur moyenne s'établit cependant à 20 ± 3 , conformément à la correspondance établie par la CIPR.

La figure 32 met en évidence les contributions dominantes du tellure 132 dans la dose efficace externe (graphique de gauche) et de l'iode 131 dans la dose efficace interne par inhalation (graphique de droite), quelle que soit la zone considérée.

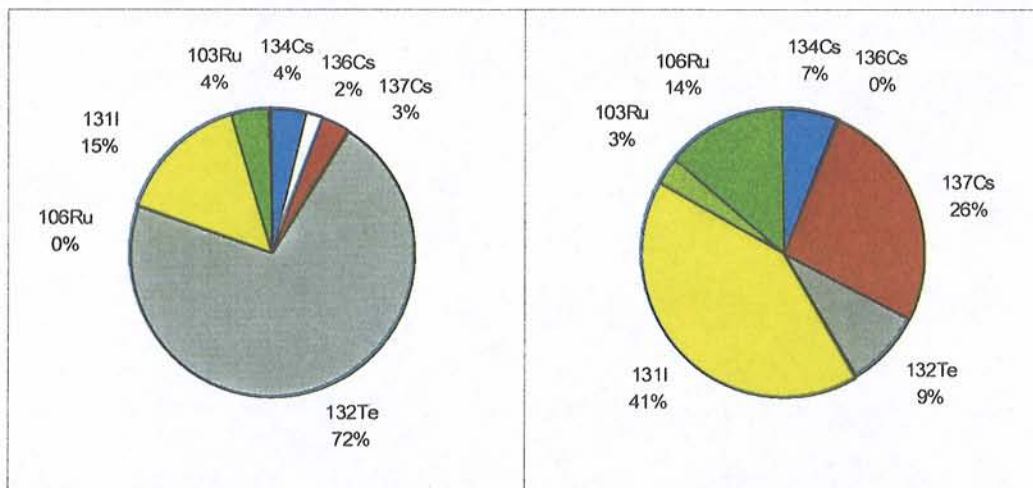


Figure 32 : Contributions des radionucléides aux doses efficaces externe (à gauche) et interne par inhalation dans le panache (à droite) pour un adulte en 1986.

Le tableau 9 présente les doses efficaces et engagées à la thyroïde relatives à l'année 1986. Sur chaque zone, les valeurs les plus basses correspondent au scénario d'un adulte évoluant en milieu urbain contaminé à la limite inférieure des ASR de la zone, et ne passant que 4 heures par jour à l'extérieur, alors que la valeur haute correspond à un temps de présence à l'extérieur de 10 heures par jour plus vraisemblable en milieu rural, et pour la limite supérieure des ASR de la zone (cf chapitre 7.1). La figure 33 montre que la contribution des expositions dans le panache est très faible. Plus des deux tiers de la dose proviennent de l'ingestion de denrées contaminées, notamment des légumes et du lait qui contribuent respectivement à 30 et 35 % de la dose par ingestion.

Tableau 9 : Estimations des doses efficace et équivalente à la thyroïde relatives à l'année 1986, pour un adulte

	Dose efficace (μSv)	Dose équivalente à la thyroïde* (μSv)	
		Adulte	Enfant de 5 ans
Zone I	165 - 420	810 - 2000	6480 - 16000
Zone II	80 - 210	405 - 1000	3240 - 8000
Zone III	40 - 105	200 - 500	1620 - 4000
Zone IV	< 40	< 200	< 1620

* : une dose équivalente de 20 mSv engagée à la thyroïde correspond à une dose efficace (au corps entier) de 1 mSv (CIPR).

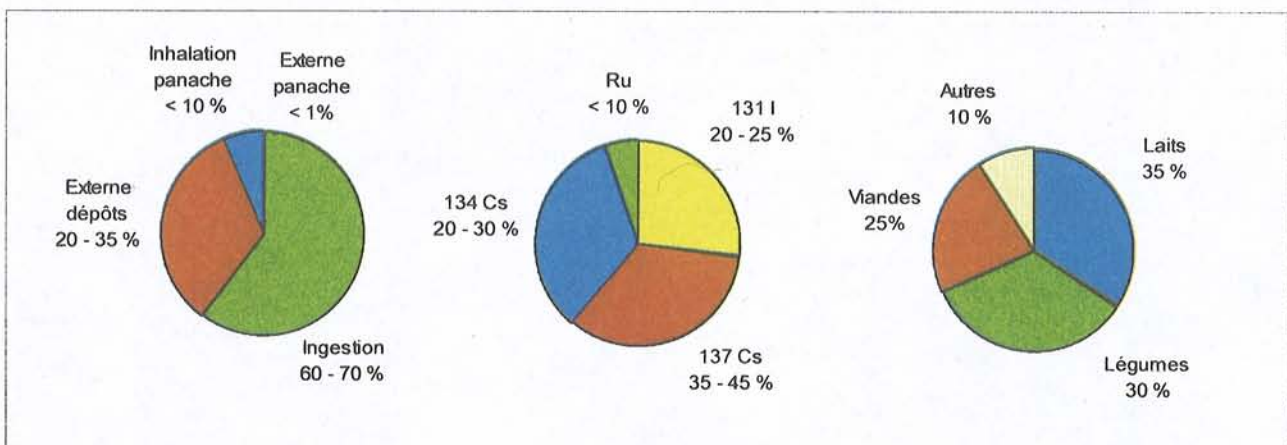


Figure 33 : Contributions des voies d'atteinte et des radionucléides à la dose efficace totale, et contributions des catégories alimentaires à la dose efficace par ingestion, pour un adulte et pour l'année 1986.

C'est donc presque 50 % de la dose efficace totale de la première année qui est imputable à la consommation de lait (et produits dérivés) et de légumes. Cette remarque est d'autant plus intéressante que ce sont ces productions qui ont servi à « caler » le modèle ASTRAL. L'essentiel de la dose due à l'iode 131 (quart de la dose totale) correspond en fait aux trois premiers mois suivant les dépôts.

Ces estimations sont en parfait accord avec celles faites pour l'Allemagne par la Commission de Protection Radiologique allemande (SSK 96). La dose relative à la première année est estimée à 650 μSv pour un habitant des Alpes Bavaroises. Cette valeur est de 50 % supérieure à l'estimation la plus haute faite en zone I (420 μSv) dans la présente étude. Ceci s'explique aisément par des ASR plus fortes en Bavière, y compris en zone non forestière. Pour le reste de l'Allemagne, les doses estimées par SSK vont de 170 μSv (nord du Danube) à 350 μSv (sud du Danube) ce qui correspond tout à fait à celle de la zone Est de la France (165 μSv à 420 μSv) qui présente des activités surfaciques comparables.

La figure 34 présente les estimations de l'UNSCEAR sous nos latitudes (41° - 55° N). Les doses efficaces moyennes totales estimées par l'UNSCEAR sur chaque zone sont en bon accord avec les prévisions du tableau 8. Les contributions relatives des expositions externe et par ingestion diffèrent de quelques pourcent, en raison probablement de différences de scénarios. La comparaison des contributions des radionucléides est très satisfaisante.

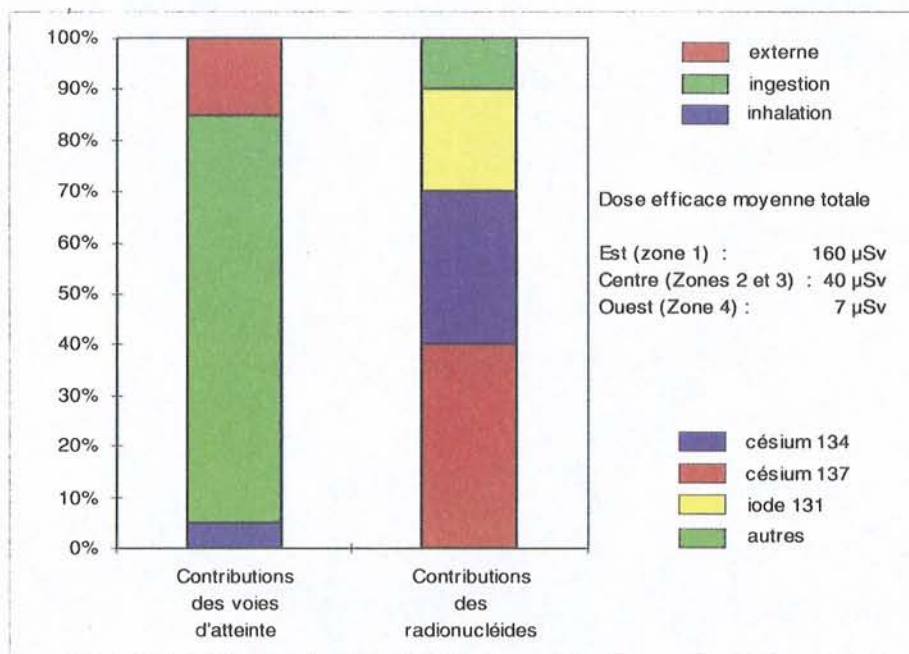


Figure 34 : Contributions des voies d'atteinte et des radionucléides à la dose efficace totale en 1986 pour un adulte d'après l'UNSCEAR

Il est également possible de comparer ces résultats aux évaluations faites en CEI (AIEA 97). Cependant, les ASR y étant plus fortes, il faut ramener les estimations de doses à un dépôt unitaire sur la base de 1000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ de césium 137, en supposant que les rapports isotopiques ne sont pas trop différents. En ce qui concerne l'exposition externe, les estimations d'ASTRAL faites sur cette base (10-25 μSv) sont en bon accord avec celles faites pour la Biélorussie (15 μSv), la Russie (15 μSv) et l'Ukraine (17 μSv). La dose due à l'ingestion de radionucléides en 86 a été estimée à 50 μSv sur la région de Bryansk en Russie et 10 μSv pour la région de Gomel en Biélorussie, toujours pour un dépôt unitaire de 1000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Ces valeurs sont à comparer aux prévisions d'ASTRAL : 20-45 μSv . Dans le cas de la région de Gomel, la dose plus faible provient du fait que sur cette zone extrêmement touchée par les retombées de Tchernobyl, un arsenal important de contre-mesures a été appliqué (interdictions de consommation de certains produits, utilisation de bleu de Prusse...), réduisant l'impact dosimétrique interne.

Une estimation des doses dues à l'exposition externe figure également dans le rapport de l'IPSN sur l'accident de Tchernobyl. Le tableau 10 permet de comparer ces évaluations avec celles faites dans la présente étude. Bien que les scénarios d'exposition diffèrent quelque peu (temps de présence à l'extérieur, facteur de protection apporté par les habitations...), il y a une bonne concordance en ce qui concerne les zones I, III et IV. Pour cette dernière zone, notre estimation (< 15 μSv) se limite à indiquer la dose efficace résultant du scénario le plus pénalisant sur l'ASR maximale résultant des retombées

de Tchernobyl : un adulte évoluant en milieu rural et passant 10 heures par jour à l'extérieur. Elle correspond au quarantième de l'exposition externe moyenne provenant du rayonnement naturel du sol, qui est de 400 μSv en France. En zone II en revanche, les estimations (15 - 120 μSv) restent en deçà de celles faites pour les stations de Dijon (150 μSv) et surtout de Verdun (410 μSv). Ces deux sites ont reçu des précipitations telles que les Activités Surfaiques Rémanentes résultantes se situent très au-dessus de la moyenne de leur département, par exemple supérieures à 6200 Bq.m^{-2} à Verdun pour une moyenne de 2000 Bq.m^{-2} sur la Meuse (cf. explications au chapitre 4.3).

Tableau 10 : Dose par exposition externe dans l'année suivant les dépôts * pour un adulte

	Exposition externe aux dépôts pendant 1 an (Mai 86 - Avril 87) * μSv	
	Stations de mesures	Présente étude
Zone I	9 - 220	30 - 240
Zone II	150 - 410	15 - 120
Zone III	3 - 20	8 - 60
Zone IV	0.7 - 5.3	< 15

* Attention : les valeurs annoncées dans ce tableau correspondent à la première année suivant les dépôts (du 1^{er} au 365^{ème} jour) contrairement au tableau 6 qui traite uniquement de l'année 1986 (du 1^{er} au 240^{ème} jour après les dépôts)

7.1.3 Années 1987-1996

Le tableau 11 présente les doses efficaces relatives aux années 1987 - 1996. Globalement, près de la moitié des doses annoncées correspond à la seule année 1987, soit le tiers de la dose externe et les deux tiers de la dose interne. A partir de la troisième année après les dépôts, l'exposition externe est estimée à partir de l'équivalence entre ASR et doses externes établie sur la base de mesures faites dans différents pays de la CEI. Même en zone I, l'exposition externe due aux retombées de l'accident de Tchernobyl est inférieure dès la seconde année au vingtième de l'exposition externe naturelle.

Tableau 11 : Estimation des doses efficaces relatives aux années 1987-1996 pour un adulte

	Dose efficace (μSv)
Zone I	300 - 750
Zone II	150 - 325
Zone III	75 - 160
Zone IV	< 75

Comme pour l'année 86, les valeurs maximales et minimales sur chaque zone sont à relier aux limites inférieures et supérieures des ASR et au temps de présence à l'extérieur (cf chapitre 7.1).

La figure 35 montre que près de 80 % de la dose est imputable au seul césium 137. L'exposition par ingestion est estimée par extrapolation de résultats d'ASTRAL, le chapitre précédent ayant mis en évidence la bonne concordance avec les mesures effectuées jusqu'en 1996. C'est la consommation de viande qui constitue l'essentiel de la dose correspondante, les cultures autres que les légumes (pommes de terre et produits céréaliers) en représentent quant à elles le quart, tout comme les produits laitiers. L'absence de mesures de viande n'a pas permis de « caler » le modèle comme cela a été fait pour presque toutes les productions agricoles.

Comme pour l'année 1986, les doses relatives à l'exposition interne par ingestion sont fournies pour un dépôt standard de 1000 Bq.m^{-2} de césium 137 afin de les comparer aux estimations faites pour les pays de la CEI. Cette comparaison s'avère cependant plus délicate en raison de l'application de contre-mesures qui ont contribué à diminuer dans ces pays l'incorporation de césium. L'évaluation de 60 μSv faite par ASTRAL, reste de ce fait très logiquement supérieure à celle relative aux régions de Bryansk (45 μSv) et de Gomel (20 μSv) où des contre-mesures importantes ont été mises en oeuvre.

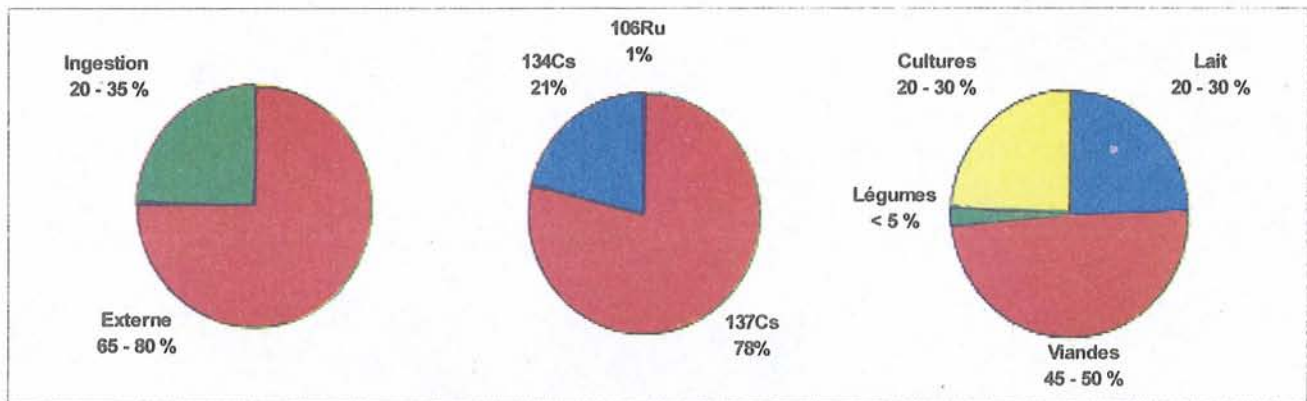


Figure 35 : Contributions des voies d'atteinte et des radionucléides à la dose efficace totale et contributions des catégories alimentaires à la dose efficace par ingestion pour un adulte et pour les années 1987 - 1996.

7.1.4 Années 1997-2046

Il est très difficile de maintenir le découpage géographique sur la base des ASR adopté précédemment pour évaluer les doses à venir. Les estimations sont en effet moins précises et reposent plus sur les cinétiques d'épuration des sols et des surfaces que sur les ASR. Ces cinétiques varient en fonction de la nature du sol, des pratiques agricoles, et notamment l'utilisation d'engrais. Mais c'est surtout l'exposition externe qui est la plus difficile à évaluer. Que reste-t-il au bout de vingt ou trente ans des dépôts de césium 137, notamment sur les surfaces artificielles de l'environnement urbain, lieu de résidence de la majorité de la population française ? Les évaluations relatives à cette voie d'atteinte présentées dans le tableau 12 reposent sur des extrapolations pénalisantes de mesures faites dans les pays de CEI au cours de la première décennie. Dans tous les cas, après 1997 et en dehors des surfaces boisées, la dose efficace annuelle par exposition externe est inférieure au centième de l'exposition externe naturelle.

L'évaluation de la dose interne par ingestion, obtenue par extrapolation de résultats d'ASTRAL en accord avec les mesures faites dans l'environnement jusqu'en 1996, est certainement plus réaliste. La cinétique de diminution à long terme de l'activité en césium 137, contenu dans le sol et disponible pour les plantes, est celle constatée dans les pays de la CEI. Cette dose est de l'ordre du millième de celle résultant de l'absorption de radionucléides naturels tels que le potassium 40 ou le radon 222 (cf. annexe 4) et il semble, d'après des travaux récents (Mück 1997), qu'elle serait surestimée.

Tableau 12 : Estimations des doses efficaces aux années 1997-2046 pour un adulte

Dose efficace (µSv)	
Externe	Interne
< 250	< 100

Le césium 137 contribue à la quasi-totalité de cette dose. En effet le rapport isotopique entre les deux césiums, qui était initialement de 2, est aujourd'hui d'environ 70 ($> 10^8$ en 2046).

La Commission de Radioprotection allemande SSK a également estimé la dose efficace relative à 50 ans d'exposition après l'accident de Tchernobyl (1986 - 2036). Elle serait de 550 µSv au nord du Danube, 1300 µSv au Sud du Danube et pourrait atteindre 2200 µSv dans les Alpes Bavaoises.

Un calcul similaire mené à partir des résultats de la présente étude sur la zone I conduit à une dose efficace de 700 à 1500 µSv en bon accord avec les estimations allemandes.

7.2 Expositions maximales de certaines catégories socio-professionnelles

L'étude des doses maximales ne concerne que très peu l'année 1986. Aucun scénario réaliste ne peut conduire à des doses excédant de plus d'un facteur 2, voire 3, la borne supérieure des doses efficaces estimées sur chaque zone. Le scénario le plus pénalisant est celui d'une personne qui vivrait sur un sol présentant une Activité Surfactive Rémanente d'environ 20 000 Bq.m⁻², résultant de fortes précipitations locales entre le 1^{er} et le 5 mai 1986. Des habitudes alimentaires particulières, consistant en une forte autoconsommation dans laquelle des produits tels que le lait et les fromages de chèvre sont couramment consommés, ont pu conduire cette personne à recevoir une dose efficace d'environ 1,5 mSv en 1986.

Au-delà de 1986, c'est l'exposition externe qui constitue l'essentiel de la dose efficace totale pour l'individu de référence (figure 36). Actuellement, en 1997, la recherche des expositions maximales doit donc prendre en compte ce constat. La figure 37 présente pour les zones I et II le cas d'un berger gardant son troupeau dans les alpages d'altitude (ASR = 20 000 Bq.m⁻²) en période estivale et dont la consommation de produits laitiers repose exclusivement sur du lait et des fromages de chèvre ou de brebis (350 g.j⁻¹). La dose efficace annuelle correspondante pourrait atteindre 90 µSv, résultant presque uniquement de l'exposition externe. Cette valeur est 6 à 9 fois plus élevée que la dose annuelle reçue par l'individu de référence habitant en zone I ou II. Elle reste cependant 25 fois inférieure à la dose annuelle relative aux expositions externe et interne due à la présence d'éléments radioactifs naturels dans le sol et dans l'air (cf annexe 4). Des personnes résidant plus temporairement en de tels lieux (quinze jours de camping par exemple) recevraient une dose efficace de 15 µSv. Un constat similaire peut être dressé pour les zones III et IV (figures 38 et 39).

Par ailleurs, l'écart entre les niveaux de contamination des productions agricoles et ceux des produits forestiers augmente, pour atteindre en 1997 un facteur voisin de 1000 (figure 28). La chasse ou la cueillette puis la consommation de produits forestiers (gibier, champignons, baies) constitue donc la voie d'atteinte principale susceptible de conduire à des doses très supérieures à celles estimées précédemment. Prenons le cas d'un individu pratiquant régulièrement ces activités, à raison par exemple de 6 heures hebdomadaires, consommant annuellement 1kg de gibier (source INSEE) et 4 kg de champignons (10 g/jour). Les facteurs de transfert observés permettent de supposer une contamination de l'ordre de 2000 Bq.kg⁻¹ pour le gibier (il suffit d'une bête) et de 1000 Bq.kg⁻¹ les champignons (valeurs cohérentes avec les maximales mesurées). La dose efficace annuelle résultante pourrait atteindre 90 µSv (externe 10 µSv et interne 80 µSv).

Des scénarios plus pénalisants peuvent être imaginés ; par exemple celui d'un individu travaillant en milieu forestier et vivant à proximité. Il tire l'essentiel de son alimentation carnée du gibier qu'il chasse. D'après les statistiques établies par l'Office National de la Chasse (ONC 86, ONC 94), un chasseur peut effectivement remplacer sa consommation de viande d'élevage par celle de gibier, à raison de 150 grammes par jour en moyenne. Les champignons lui fournissent par ailleurs un complément alimentaire (30 g.j⁻¹). La dose correspondant à ce scénario extrême avoisine 1000 µSv (1 mSv) par an en zone I.

En ce qui concerne les phénomènes ponctuels de re-concentration évoqués dans le chapitre 4.3, il n'est pas correct d'appliquer les scénarios précédents en raison de l'exiguïté des surfaces concernées. Le seul cas extrême plausible dans ces situations est celui d'un jeune enfant se salissant les mains avec de la terre contaminée au niveau de 3 10⁵ Bq.kg⁻¹ (*maximum maximorum* atteint sur quelques dizaines de centimètres carrés à la station d'Isola 2000) et portant ses doigts à la bouche. Il recevrait alors une dose efficace d'environ un microSievert due à cette ingestion de 100 milligrammes de terre.



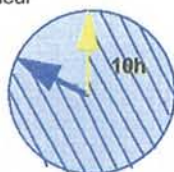
EXPOSITION ANNUELLE MOYENNE

1997

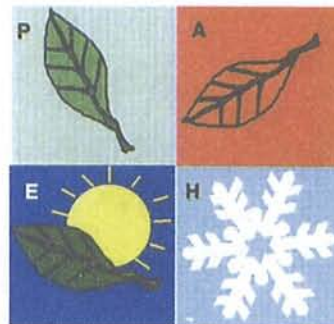
Individus de référence

10 à 15 μ Sv

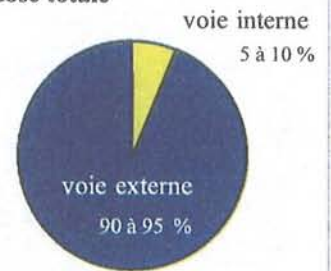
temps passé à l'extérieur



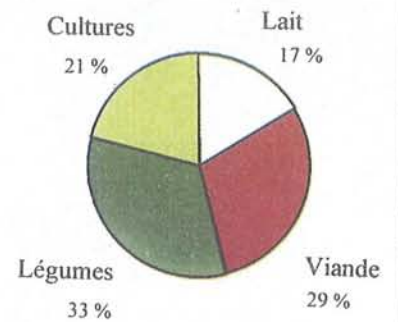
saisons concernées



Contribution des voies d'atteinte à la dose totale



Contribution des catégories d'aliments à la dose interne



DOC. IPSN

Figure 36 : dose efficace annuelle moyenne en 1997, en zones I et II

ZONES III et IV



EXPOSITION ANNUELLE MOYENNE

1997

ZONES III et IV



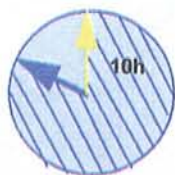
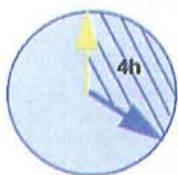
EXPOSITION ANNUELLE MOYENNE

1997

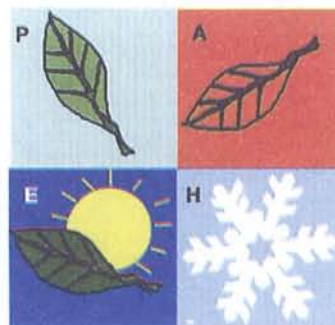
individus de référence

1 à 3 μSv

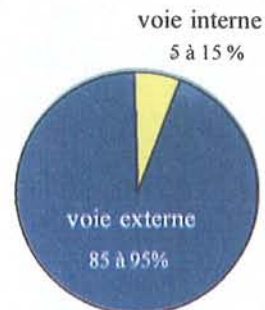
temps passé à l'extérieur



saisons concernées



Contribution des voies d'atteinte à la dose totale



DOC. IPSN

Figure 38 : dose efficace annuelle moyenne en 1997, en zones III et IV

ZONES III et IV



EXPOSITIONS ANNUELLES MAXIMALES

1997

15 jours de camping : $3 \mu\text{Sv}$

24 h

15 jours

$3\ 000 \text{ Bq/m}^2$

Les campeurs

$15 \mu\text{Sv}$

Le berger d'alpage

temps passé sur l'alpage

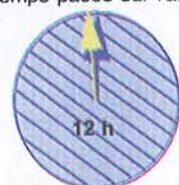
voie interne
< 1%



voie externe
> 99%



300 g/jour



saisons concernées

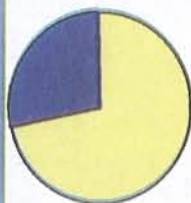


$\approx 200 \mu\text{Sv}$

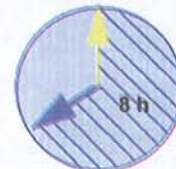
Le forestier

temps passé en forêt

voie externe
30 %



voie interne
70 %



saisons concernées



Figure 39 : doses efficaces annuelles maximales en 1997, en zones III et IV

Synthèse

Les évaluations dosimétriques faites ici portent sur l'année 1986, la décennie 1987-1996 et les années à venir. Ne sont considérées que les doses efficaces engagées, sauf pour l'année 1986 où a été évaluée aussi la dose équivalente à la thyroïde. Les radionucléides retenus sont ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , auxquels sont ajoutés ^{132}Te et ^{136}Cs pour les doses relatives à l'immersion dans le panache. En ce qui concerne les expositions moyennes, les hypothèses de calcul prennent en compte un scénario réaliste correspondant au mode de vie le plus répandu. Le régime alimentaire, compte tenu de la taille des régions concernées, est basé sur une hypothèse d'autarcie complète.

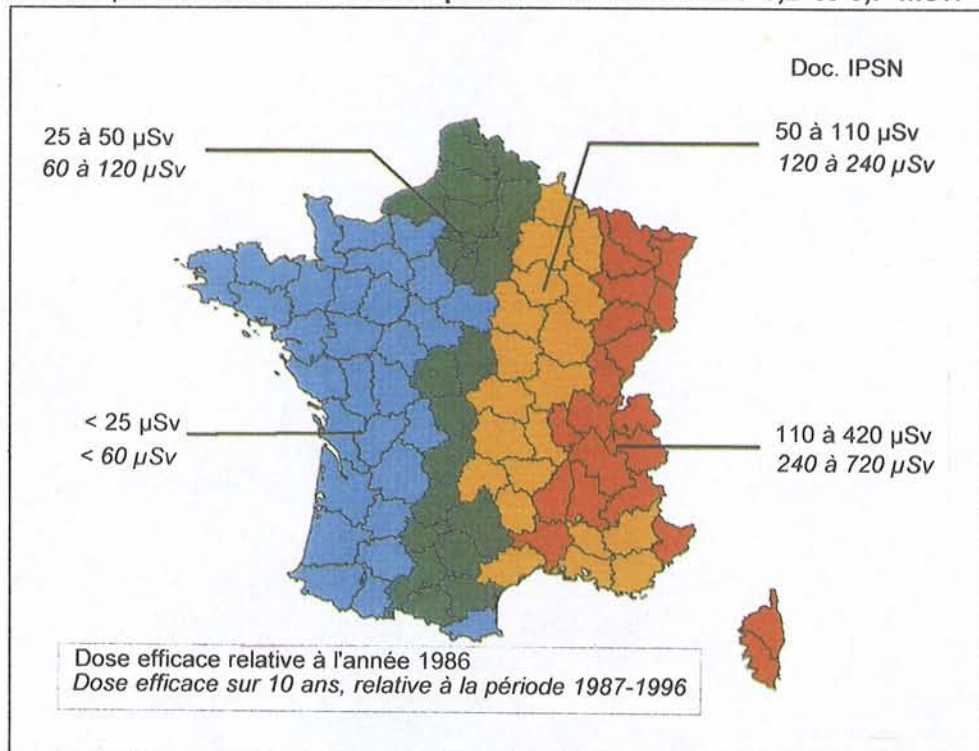
Pour 1986, la dose efficace engagée moyenne pour un individu résidant dans l'Est de la France a été estimée entre 0,1 et 0,4 mSv, ce qui, à dépôt égal, concorde tout à fait avec les estimations allemandes. L'ingestion y contribue pour 60 à 70 % et l'exposition externe pour 20 à 35 %. Le reste, moins de 10 %, provient de l'exposition au rayonnement du panache et à l'inhalation des aérosols qu'il contient. La dose interne résulte à 50 % d'ingestion de lait et de viande. Parmi les radionucléides mis en cause, ^{131}I compte pour 20 à 25 % du total, le reste étant essentiellement imputable aux ^{137}Cs et ^{134}Cs . **Toujours sur la base du mode de vie le plus répandu, la dose équivalente à la thyroïde a été estimée entre 0,5 et 2 mSv pour un adulte et jusqu'à 16 mSv pour un enfant de 5 ans***.

Le cas de personnes vivant sur les zones les plus touchées par les dépôts et se nourrissant principalement de leurs productions ou de produits locaux a été étudié. La dose engagée en 1986 pour ces personnes serait de l'ordre de 1,5 mSv.

La consommation d'eau n'a jamais pu conduire à une dose significative au regard de celle due aux autres aliments.

* : une dose équivalente de 20 mSv engagée à la thyroïde correspond à une dose efficace (au corps entier) de 1 mSv (CIPR).

Pendant la décennie suivante, de 1987 à 1996, la dose efficace engagée cumulée pour l'Est de la France peut être estimée entre 0,2 et 0,7 mSv.



L'irradiation externe compte pour 65 à 80 % de ce total, le reste étant imputable à l'ingestion. Le ^{137}Cs est responsable de près de 80 % des doses, le complément étant dû au ^{134}Cs .

Ainsi, la dose efficace engagée individuelle de mai 1986 à aujourd'hui est estimée entre 0,3 et 1,2 mSv dans l'Est de la France.

Actuellement, la dose efficace engagée annuellement est d'environ 10 à 15 μSv . Sa diminution au cours des années à venir sera très lente.

Certains scénarios peuvent cependant conduire à des doses sensiblement plus élevées. Le plus pénalisant, à la limite du vraisemblable, concernerait un forestier dont la ration annuelle de viande serait exclusivement constituée de gibier et qui de surcroît consommerait quotidiennement des champignons. La forêt dans laquelle il vit présenterait en outre une ASR de 20 000 Bq.m² de ^{137}Cs . Dans ce cas, la dose efficace engagée sur l'année 1997 serait voisine de 1 mSv, ce qui est comparable à la dose engagée en 1986 pour les personnes les plus exposées.

Deux autres scénarios ont été envisagés. Des campeurs résidant quinze jours dans le Mercantour recevraient une dose de 15 μSv . Un jeune enfant jouant sur la tache de contamination la plus élevée mesurée en 1996 dans ce massif, puis portant ses doigts à la bouche, ne recevrait qu'une dose de l'ordre du microSievert.

8. Propositions pour la surveillance de l'environnement

Sur la majeure partie du territoire français, il est maintenant de plus en plus difficile de mettre en évidence les retombées dues à l'accident de Tchernobyl. En dehors des régions de l'Est, la contamination en césium 137 des productions agricoles est revenue à son niveau d'avant l'accident, c'est-à-dire généralement inférieure à 1 Bq.kg^{-1} de produit frais. Sur les surfaces du tiers Est de la France qui ont reçu des précipitations supérieures à 20mm entre le 1^{er} et le 5 mai 1986 et qui ont été les plus touchées par les dépôts, cette concentration peut atteindre 5 Bq.kg^{-1} . Malgré la variabilité naturelle, d'autres sources de contaminations seraient à rechercher si une mesure de ^{137}Cs dépassait significativement ces valeurs.

Les endroits qui présentent aujourd'hui les niveaux de contamination en césium 137 les plus élevés suite à l'accident de Tchernobyl sont les forêts et prairies (alpages) des massifs montagneux : Jura, Vosges et Alpes. Elles figurent parmi les plus touchées initialement et la rémanence des dépôts y est plus importante. Néanmoins, il serait souhaitable de mieux caractériser les ASR des surfaces boisées du reste du territoire : Sologne, Landes, Pyrénées et ouest du Massif Central. Pour cela, les prélèvements de litières et de sols restent les meilleurs indicateurs.

Les produits forestiers (champignons, gibier et dans une moindre mesure les baies) sont, sauf exception, les seules denrées non transformées dont l'activité massique en césium 137 dépasse normalement et partout en France 10 Bq.kg^{-1} frais. Sur les zones montagneuses de l'Est de la France, l'activité massique de ces produits naturels peut dépasser 2000 Bq.kg^{-1} et donc la limite européenne d'importation de produits extérieurs à l'Union Européenne, fixée à 600 Bq.kg^{-1} le 30 mai 1986, pour gérer les conséquences de l'accident de Tchernobyl (cf. annexe 5). Compte tenu de la décroissance extrêmement lente de la contamination en ^{137}Cs de ces produits (due principalement à la période radioactive de ce radionucléide) et de la grande variabilité naturelle, cette situation devrait perdurer plusieurs dizaines d'années. Il convient donc de maintenir une surveillance particulière de ces produits dans ces régions.

Le cas échéant, si certains individus résidant dans l'Est de la France ont un régime alimentaire et un mode de vie proche du cas extrême (forestier) décrit dans le chapitre 7, un contrôle anthroporadiométrique pourrait être réalisé à leur demande.

En haute montagne, notamment dans les Alpes du Sud, des phénomènes de re-concentration par ruissellement ont été mis en évidence. Ces phénomènes méritent d'être étudiés d'un point de vue scientifique.

9. Conclusion

Avec plus de dix ans de recul et la prise en compte de nombreuses données, on peut affirmer que les conséquences dosimétriques de l'accident de Tchernobyl auront été limitées en France. En effet, pour la période 1986 - 2046, la dose efficace engagée moyenne individuelle pour la zone la plus touchée par les dépôts est inférieure à $1500 \mu\text{Sv}$, ce qui représente à peu près 1 % de l'exposition naturelle moyenne dans le même temps.

Pour autant, les zones montagneuses et les forêts peuvent présenter des activités surfaciques sensiblement plus importantes qu'en plaine. Par exemple, dans les Vosges, certains produits d'origine naturelle, gibier et champignons, ont dépassé ponctuellement les limites d'importation, et ce phénomène peut encore se reproduire. Un scénario réaliste conduit à attribuer à un individu pratiquant intensivement la chasse et la cueillette une dose 40 fois supérieure à la dose moyenne due à l'accident de Tchernobyl, ce qui reste toutefois inférieur à l'exposition naturelle. Un suivi des gibiers et champignons dans le Jura, les Vosges et les Alpes, permettrait d'une part de détecter les possibles dépassements des limites d'importation, d'autre part d'informer plus concrètement les populations.

Partout ailleurs, c'est-à-dire sur la majeure partie du territoire, on peut considérer que les effets de l'accident de Tchernobyl s'effacent. Les niveaux de césium 137 sont maintenant souvent inférieurs à ceux mesurés avant l'accident.

10. Bibliographie

- Balonov M, Merwin S. E, The Chernobyl papers, vol 1 : Dose to the Soviet Population and Early Health Effects Studies. Research Interprise Inc., Publishing Segment 2000 Logston Bd, Richland Washington 99352. ISBN 1-883021-02-2. Balonov and Merwin Editors. 1993
- Bertrand M. Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. Rapport INSEE. ISBN 2-11-066133-X. 1991.
- Besnus F., Jouve A., Peres J.M., Santucci P. Réhabilitation de surfaces contaminées à la suite d'un accident nucléaire et gestion des déchets qui en sont issus. Rapport DPRE 96-01, 1996.
- Bonnet P. J. P, Anderson M. A. Radiocaesium dynamics in a coniferous forest canopy : a mid-Wales case study. Sci. Total Environ. vol 136. pp 259-277. 1993.
- Calmon Ph. Etude des transferts des radionucléides au sein d'écosystèmes forestiers, synthèse bibliographique, 1^{ère} partie : de l'interception par les feuilles jusqu'à la migration dans les sols. Rapport IPSN/SERE 97-039 P. 1997.
- Caput C, Belot Y, Guenot J, Gauthier D. Observations portant sur les retombées consécutives à l'accident de Tchernobyl dans la moitié nord de la France. Iv^{ème} Symposium International de Radio-écologie de Cadarache. Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. Tome 2. 14-19 mai 1988.
- Commission des Communautés Européennes, U.S Nuclear Regulatory Commission : Probabilistic Accident Conséquences Uncertainty Analysis, Food Chain Uncertainty Assessment, vol 1 and 2. Joint report US.NRC-CCE. NUREG/CR-6523. EUR 16771. 1997.
- CRIIRAD-1. Conférence de Presse avril 1997.
- CRIIRAD-2. Le nucléaire : toutes les mesures de la radioactivité. Revue « ça m'intéresse » pp 82-84. Novembre 1997.
- Descamps B, Gontier G, Vray F. Impact en France des retombées de l'accident de Tchernobyl dans le domaine terrestre, pour les zones de plaine. Congrès SFRP. Avignon 18-20 juin 1997.
- Descamps B. Etude Radioécologique de l'environnement du site de Marcoule. Rapport IPSN/SERE 97-002. 1997.
- Descamps B. Pujol E, Lumia G, Masson M, Vray F. Origins of the radiocaesium detected in terrestrial mosses in areas around french nuclear power plants in 1992-1993. IAEA-SM-339/65P.
- Despres A. Internal contamination measurements conducted in Europe after the Chernobyl accident., bibliographical revue. Commission of the European Communities, Radiation Protection. Report EUR 13054EN 1990.
- Garnier-Laplace J, Masson M, Vray F. SYLVESTRE : descriptif fonctionnel de la base de données et de son environnement applicatif. Rapport IPSN/SERE 97-031 P. 1997.
- Gontier G, Masson M, Vray F, Jourd'heuil L, Bouisset P, Suivi radioécologique de l'environnement terrestre, aquatique continental et marin des centrales nucléaires françaises (spectrométrie gamma). Année 1996 - Rapport IPSN/SERE 97012 (P). 1997.
- Gontier G, Descamps B, Masson M, Jourd'heuil L, Barre A, Lumia G, Vray F, Bouisset P. (1996) Use of terrestrial, sea and freshwater radioindicators to discern the french power plants impact from the other artificial radioactivity sources. "Protection of the Natural Environment symposium », Stockholm, mai 1996.
- Henrich E, Friedrich M, Haider W, Kienzl K, Hiesel E, Boisits A, Hekerle G. The contamination of large Austrian forest systems after the Chernobyl nuclear reactor accident : study 1988 and further. Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Desmet G, Nassimbeni P, Belli M editors for Elsevier Applied Science, Commission if the European Communities. pp 217-225. 1989.
- Hinton T. G. Sensitivity analysis of ECOSYS-87 : an emphasis on the ingestion pathway as a function of radionuclide and type of deposition. Health Phys, vol. 66 (5), pp 53-531, 1994.

IAEA. One Decade After Chernobyl : The Environmental Impact In and Prospects for the Contaminated Areas. To be published 1997.

ICRP publication n° 60 : 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Published for the International Commission on Radiological Protection by Pergamon Press Inc. 1991.

ICRP publication n° 72 : Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of radionuclides, Part 5 : Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. Published for the International Commission on Radiological Protection by Pergamon Press Inc. 1997.

IPSN. L'accident de Tchernobyl, Rapport IPSN 2/86 révision 3. 1986.

Jacob P. Pathway analysis and Dose distributions. Joint Study Project Five (JSP5). Final Report for the contracts COD+SU-CT93-0053 and COSU-CT94-0091 of the European Commission. 1995.

Kocher D. C. Dose Rate Conversion factors for external exposure to photons and electrons. Health Physics, vol 45, n°3, 1983.

Krychev I. I, Aleksakhine R. M, Riabov I. N, Makhonko K. P, Taskaev A. I, Tchoumak V. K, Borovoi A. A, Zaroubine O. L, Blinova L. D, Nikitine A. I, Smirnov V. V, Prister B. S, Sanjarova N. I, Perepeliatnikova L. V, Astacheva N. P, Grebenchtchikova N. N. Impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl. Moscou Institut Kourtchatov de l'énergie atomique. 1991.

Lambrechts A. Essai de modélisation du transfert du césium 137 dans les compartiments d'un écosystème d'eau douce simplifié. Rapport CEA-R-5268. 1984.

Ledenvic P, Maubert H, Rommens C. Mission hélicoptérée dans le département des Vosges. Mesure de la contamination radioactive dans la région de Saint Jean d'Ormont. Rapport IPSN/DPRE 97-03. 1997.

Maubert H, Roussel S. Résultats et interprétation des observations consécutives aux dépôts radioactifs de mai 1986 dans le sud-est de la France. Rapport IPSN/DERS 1988.

Maubert H, Jourd'heuil L, Métivier J. M, Baudin-Jaulent Y, Bouisset P, Lion R. Note sur les valeurs de radioactivité mesurées dans le haut bassin du Var. Rapport IPSN/SERE 96-014 P. 1996.

Maubert H, Renaud Ph, Bernié J. C, Fache Ph, Métivier J. M. ASTRAL : un logiciel pour l'estimation des conséquences d'un rejet accidentel de radionucléides dans l'environnement, Radioprotection à paraître 1997.

Mück K. Long-term effective decrease of cesium concentration in foodstuffs after nuclear fallout. Health Physics, vol 72 (5), pp 659-673, 1997.

Müller H. Pröhl G. ECOSYS-87 : a dynamic Model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. Health physics, vol 64, n°3, p 232. 1993.

Müller H. Friedland W. Pröhl G. Gardner H. Uncertainty in the ingestion dose calculation. Radiation Protection Dosimetry, vol 50, n°2-4, pp 353-357. 1993.

Office of Radiation and Indoor Air : Federal Guidance 12. External exposure to radionuclides in air, water and soil. US Environment Protection Agency. Washington, DC 20460. 1993.

Office National de la Chasse, Bulletin Mensuel. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir saison 1983-1984. ONC, décembre 1986, n°108, ISSN 0753-1168, 88p.

Office National de la Chasse Supplément Bulletin Mensuel n°192. Tableaux de chasse : cerf- chevreuil - sanglier saison 1993-1994. ONC, septembre 1994, feuillet double.

Pally M. Vray F. Lumia G. Bilan radioécologique décennal du centre nucléaire de production d'électricité de St Alban / St Maurice l'Exil. Rapport IPSN/SERE 97-015 P. 1997.

Renaud Ph, Maubert H, Duffa C. Contamination des productions agricoles suite à un rejet atmosphérique accidentel 1ère partie : le modèle ASTRAL_CRISE. Rapport IPSN/SERE 97-017 P. 1997.

Renaud Ph, J. Réal, H. Maubert, S. Roussel-Debet. Modelisations of the transfer of caesium, strontium and ruthenium to grass and vegetables for management of post-accidental situation. to be published.

Renaud Ph, Maubert H, Bernié J.C, Prise en compte des paramètres contextuels en radioécologie post-accidentelle. Radioprotection vol 32, n°2, pp 181-195. 1997.

Renaud Ph, Bernié J. C, Maubert H. Facteurs d'incertitudes en radioprotection post-accidentelle. Congrès SFRP d'Avignon. Juin 1997.

Radiation Protection n°46. Environmental Radioactivity in the European Community 1984-1985-1986. DGXI: Environment, Nuclear Safety and Civil Protection (Lux), JRC Environment Institute (ISPRA). Rapport EUR 12254 En. 1989.

Schell W. R, Linkov I, Myttenaere C, Morel B, C.D.A. A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forests from nuclear accidents. Health Phys. 70 : 318-335. 1996.

SCPRI. Bulletins mensuels de mesures du Service Central de protection contre les Rayonnements ionisants. mai 1986 - décembre 1989.

Sombre L, VanHouche M, Thiry Y, Ronneau C, Lambott J. M, Myttenaere C. Transfer of radiocaesium in forest ecosystems resulting from a nuclear accident. Desmet G, Nassimbeni P, Belli M, éditeurs. Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment. London Elsevier. pp 74-83. 1990.

StrahlenSchutzKommission (SSK). 10 Jahre nach Tchernobyl. Berichte der StrahlenSchutzKommission des Bundesministeriums für Umwelt, Natur und Reaktorsicherheit, Heft 4. 1996.

Thiry Y, Myttenaere C. Behaviour of radiocaesium in forest multi-layered soils. J. Environ. Radioact. vol 18. pp247-257. 1993.

UNSCEAR. Sources, effect and risks of ionizing radiation. United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report of the general Assembly. 1988.

UNSCEAR. Ionizing Radiation : Sources and Biological effects. United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report of the general Assembly. 1982.

11. LISTE DES FIGURES

Figure 1 :	Méthode d'évaluation.	page 6
Figure 2 :	Mouvements des masses d'air et précipitations du 1 au 5 mai 1986.	page 8
Figure 3 :	Évolution de la concentration du lait de vache en ^{137}Cs (Bq.l^{-1}) dans le Centre-Est de la France en mai et juin 1986 (données OPRI, simulation IPSN/ASTRAL).	page 11
Figure 4 :	Activités Surfaiques Rémanentes en césium 137 des surfaces agricoles en France en 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl. Estimation par ASTRAL, à partir de concentrations mesurées dans le lait de vache par l'OPRI.	page 12
Figure 5 :	Évolution de la concentration des légumes-feuilles en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1}) dans le Nord-Est de la France en 1986 (données OPRI).	page 11
Figure 6 :	Activités Surfaiques Rémanentes en césium 137 des surfaces agricoles en France en 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl. Mesures OPRI (moyennes régionales).	page 12
Figure 7 :	Évolution de la concentration du lait de vache en ^{131}I (Bq.l^{-1}) dans le Centre de la France en 1986 (données OPRI).	page 13
Figure 8 :	Évolution de la concentration des légumes-feuilles en ^{131}I (Bq.kg^{-1}) dans le Nord-Est de la France en 1986 (données OPRI).	page 14
Figure 9 :	Activités Surfaiques Rémanentes en iode 131 des surfaces agricoles en France en 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl. Estimation par ASTRAL, à partir de concentrations mesurées dans le lait de vache par l'OPRI.	page 14
Figure 10 :	Concentrations en ^{137}Cs mesurées dans les sols ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$) de la zone I (données IPSN).	page 15
Figure 11 :	Activités Surfaiques Rémanentes en césium 137 de surfaces non spécifiées en France en 1986, consécutives à l'accident de Tchernobyl. Mesures CRIIRAD (11a : minima, maxima et moyenne départementaux ; 11b : mesures disponibles sur les zones de fortes précipitations).	page 17
Figure 12 :	ASR en césium 137 des sols de prairie du bassin du Haut Var en fonction de l'altitude (données IPSN).	page 18
Figure 13 :	Exemple de bassin collecteur (Maubert 86)	page 19
Figure 14 :	Évolution de la concentration du lait de vache en ^{137}Cs (Bq.l^{-1}) dans le Centre-Est de la France de mai 1986 à septembre 1987 (données OPRI, simulation IPSN/ASTRAL.)	page 21
Figure 15 :	Évolution de la concentration du lait de vache en ^{137}Cs (Bq.l^{-1}) dans le Sud-Est de la France de mai 1986 à avril 1988 (données OPRI, simulation IPSN/ASTRAL).	page 21
Figure 16 :	Cas particulier du lait de l'Ardèche (données OPRI, simulation IPSN/ASTRAL).	page 22
Figure 17 :	Évolution de l'activité volumique du lait de vache et de chèvre en Corse en mai 86.	page 22
Figure 18 :	Évolution de la concentration de l'herbe en ^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{frais}$) dans le bassin du Var (données OPRI, simulation IPSN/ASTRAL).	page 23
Figure 19 :	Concentrations en ^{137}Cs (Bq.kg^{-1}) de foins prélevés durant l'hiver 86-87 (données OPRI, simulation IPSN/ASTRAL).	page 23
Figure 20 :	Concentrations en ^{137}Cs de légumes-fruits ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{ frais}$) prélevés dans le bassin du Var en 1986 (données IPSN, simulation IPSN/ASTRAL.)	page 24
Figure 21 :	Concentrations en ^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{ frais}$) des céréales des récoltes 1986 et 1987 (données IPSN, simulation IPSN/ASTRAL.)	page 24
Figure 22 :	Concentrations en ^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{ frais}$) des fruits frais (données IPSN et OPRI)	page 25
Figure 23 :	Concentrations en ^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{ frais}$) des légumes-feuilles, mesurées depuis 1991 (données IPSN).	page 26
Figure 24 :	Concentrations en ^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{ sec}$) des sols agricoles français avant l'accident de Tchernobyl (données IPSN).	page 27
Figure 25 :	Concentrations en ^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$) des sols mesurées depuis 1991 (données IPSN).	page 28
Figure 26 :	Comparaison entre les activités maximales théoriques en césium 137 fournies par ASTRAL de mai 86 à avril 87 ($\text{ASR} = 6000 \text{ Bq.m}^{-2}$) et celles mesurées par le CNEVA de mai à août 86.	page 30

Figure 27 :	Comparaison entre les activités maximales théoriques en iode 131 fournies par AS-TRAL de mai 86 à avril 87 (ASR = 50 000 Bq.m ⁻²), celles mesurées par le CNEVA et l'IPSN durant cette période et les limites fixées successivement.	page 31
Figure 28 :	Évolution comparée des activités massiques de deux productions agricoles et d'un produit naturel.	page 32
Figure 29 :	Concentrations en ¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ frais) dans les champignons.	page 33
Figure 30 :	Concentrations en ¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ frais) des poissons de rivière (données IPSN).	page 33
Figure 31 :	Concentrations en ¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ frais) du thym (données OPRI)	page 34
Figure 32 :	Contributions des radionucléides aux doses efficaces externe (à gauche) et par inhalation dans le panache (à droite) en 1986, pour un adulte.	page 39
Figure 33 :	Contributions des voies d'atteinte et des radionucléides à la dose efficace totale et contribution des catégories alimentaires à la dose efficace par ingestion, pour un adulte et pour l'année 1986.	page 39
Figure 34 :	Contribution des voies d'atteinte et des radionucléides à la dose efficace totale en 1986 (données UNSCEAR).	page 40
Figure 35 :	Contributions des voies d'atteinte et des radionucléides à la dose efficace totale. Contributions des catégories alimentaires à la dose efficace par ingestion. Période 1987-1996.	page 42
Figure 36 :	Dose efficace annuelle moyenne en 1997, en zones I et II.	page 44
Figure 37 :	Doses efficaces annuelles maximales en 1997, en zones I et II.	page 45
Figure 38 :	Dose efficace annuelle moyenne en 1997, en zones III et IV	page 46
Figure 39 :	Doses efficaces annuelles maximales en 1997, en zones III et IV	page 47

12. LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 :	Évaluation de l'intensité des dépôts humides dans l'Est, le Centre et l'Ouest de la France (données OPRI et UNSCEAR).	page 9
Tableau 2 :	Importance relative des dépôts sec et humide entre le 1 ^{er} et le 5 mai 1986 (données OPRI, CEA et UNSCEAR).	page 10
Tableau 3 :	Activités Surfaiques Rémanentes maximales mesurées (données CRIIRAD et IPSN).	page 16
Tableau 4 :	Facteurs de variabilité des activités massiques en césium 137 des productions agricoles établis à partir de mesures effectuées par l'IPSN depuis 1992.	page 29
Tableau 5 :	ASR et conditions de dépôts en mai 86 utilisées pour les calculs de doses.	page 36
Tableau 6 :	Éléments de scénarios pour les individus de référence	page 37
Tableau 7 :	Doses par exposition externe et par inhalation dans le panache estimées à partir de mesures faites par le C.E.A. sur différents sites (μSv).	page 38
Tableau 8 :	Doses par exposition externe et par inhalation dans le panache estimées à partir de données de l'UNSCEAR (μSv).	page 38
Tableau 9 :	Estimations des doses efficace et engagée à la thyroïde relatives à l'année 1986 pour un adulte.	page 39
Tableau 10 :	Dose par exposition externe dans l'année suivant les dépôts pour un adulte.	page 41
Tableau 11 :	Estimation des doses efficaces relatives aux années 1987-1996 pour un adulte	page 41
Tableau 12 :	Estimation des doses efficaces relatives aux années 1997-2047 pour un adulte	page 42

ANNEXE 1

Présentation du logiciel ASTRAL

H. Maubert, Ph. Renaud, J.C. Bernié, J.M. Métivier, Ph. Fache

ASTRAL : UN SYSTEME D'EVALUATION DES CONSEQUENCES D'UN REJET ACCIDENTEL DE RADIONUCLÉIDES DANS L'ENVIRONNEMENT

Introduction

Si un rejet important de radionucléides se produisait dans l'environnement, il faudrait à partir des prévisions de rejet ou des premiers résultats de mesures, estimer rapidement la concentration des radionucléides dans les milieux et les produits alimentaires, en déduire l'exposition potentielle aux rayonnements des populations concernées, prévoir l'évolution de la situation et proposer différents scénarios de gestion des zones contaminées. A ces fins, un système informatisé d'aide à la décision, utilisable par les experts des centres de crise ou réalisant des études prévisionnelles d'impact, a été créé : ASTRAL, dont le nom signifie « ASSistance Technique en Radioprotection post-Accidentelle ».

Fonctionnement général

ASTRAL est conçu pour utiliser des données spécifiques d'un site nucléaire. Les calculs sont menés pour des "zones d'études" : ensembles de communes, régions agricoles, départements..., sur lesquelles les dépôts sont considérés comme identiques et homogènes. Un exemple de zones d'études est représenté sur la figure 1, réalisée durant l'exercice de crise appelé "Becquerel" traitant d'un accident hypothétique sur le site nucléaire de Saclay, et qui s'est déroulé en octobre 1996.

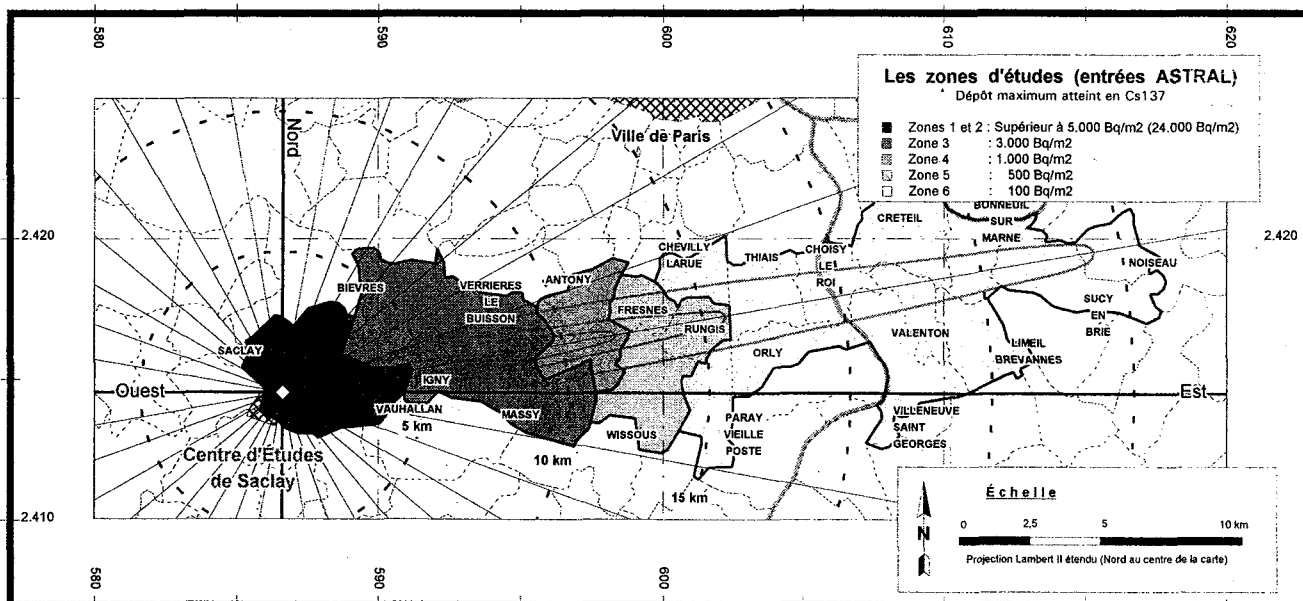


Figure 1 : Zones d'études de l'exercice "Becquerel"

Pour chaque zone d'étude, les données spécifiques de l'environnement sont extraites de bases de données. Il s'agit des données relatives aux productions agricoles et d'élevage, superficies et quantités produites annuellement, qui proviennent des fichiers statistiques nationaux, ainsi que des données démographiques communales issues du fichier de l'INSEE (recensement de population de 1990).

Le point de départ des estimations est le dépôt des radionucléides sur le sol. Plusieurs cas de calcul peuvent être lancés en considérant ou non l'application de contre-mesures. Les contre-mesures sont des dispositions destinées à réduire l'impact de l'accident, parmi lesquelles on peut citer : les interdictions de consommation, l'enlèvement de la végétation, le décapage des sols, l'ajout d'engrais, l'ajout d'absorbants dans la ration alimentaire des animaux, le retrait du pâturage...

Deux modes d'utilisation sont prévus : le mode « crise », typiquement destiné aux centres de crise, dans lequel les calculs se déroulent de façon pratiquement automatique ; le mode « étude », où l'utilisateur peut accéder à des fonctionnalités plus évoluées, et qui permet des études prévisionnelles plus détaillées.

Calculs et résultats

Un modèle mathématique original, ASTRAL CRISE a été établi à partir d'une analyse bibliographique et des résultats expérimentaux obtenus à l'IPSN. Ce modèle est dynamique, c'est-à-dire qu'il donne l'évolution des grandeurs calculées en fonction du temps. Les radionucléides pris en compte actuellement sont ceux qui contribuent le plus à l'irradiation des populations en cas d'accident sur un REP : ^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{90}Sr , ^{89}Sr . Cette liste doit être prochainement étendue.

Pour les productions continues : maraîchères, laits, viandes,... les concentrations apparaissent sous forme graphique (figure 2). Les calendriers agricoles des récoltes et les calendriers d'affouragement des animaux sont automatiquement pris en compte. Sur le même graphique apparaît également la concentration maximale admissible définie dans le Journal Officiel des Communautés Européennes d'août 1990, pour le groupe de radionucléides correspondant, de façon à repérer rapidement les périodes pendant lesquelles des problèmes peuvent se poser. Si dans certains cas d'études des contre-mesures ont été sélectionnées, les courbes intègrent l'influence de ces sélections et permettent d'évaluer le gain obtenu.

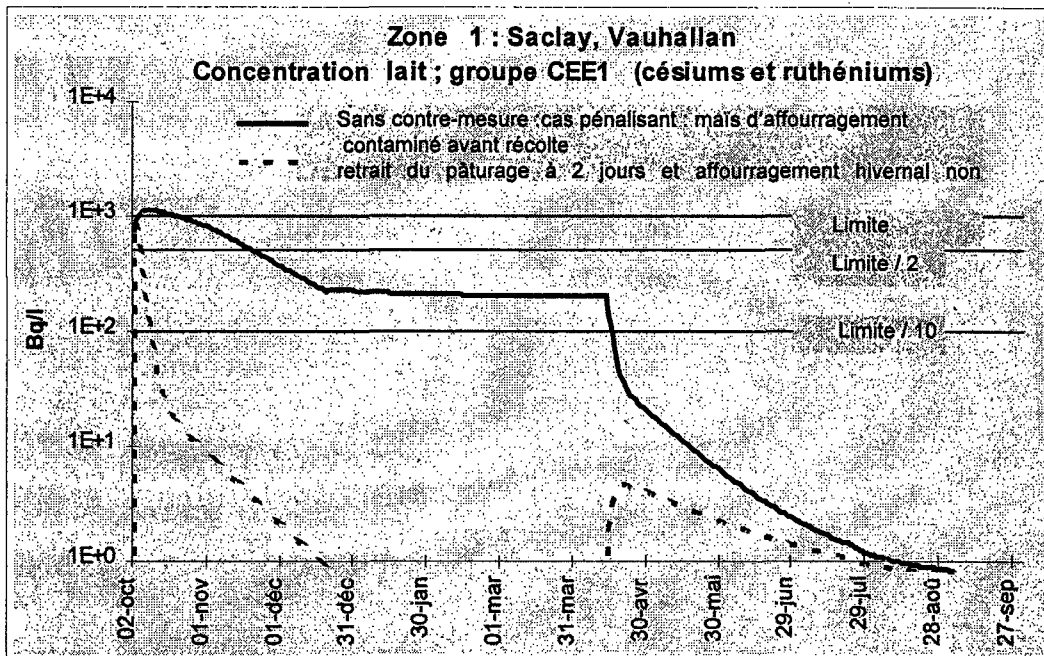


Figure 2 : Courbe de concentration dans le lait de vache. Exemple tiré de l'exercice Becquerel
La limite adoptée dans ce cas est la concentration maximale admissible pour les radionucléides du groupe du césium définie par la CCE

Dans le cas de productions discontinues telles que les céréales, ASTRAL fournit les niveaux de contamination des trois récoltes qui suivent l'accident.

Les représentations cartographiques permettent également de situer facilement les niveaux de contamination des productions agricoles par rapport aux limites choisies. Grâce à un code de couleur, il est facile de repérer les zones où les concentrations sont très inférieures, ou supérieures à ces limites. Une illustration de cette classification, par niveau de contamination, est représentée sur la figure 3. A partir des bases de données agricoles, il est alors possible d'estimer les quantités de produits concernées. On peut par exemple évaluer dans une zone, la quantité de blé qui se situe 10 fois au dessus de la limite choisie.

Les doses sont obtenues à partir de scénarios d'exposition qui traduisent le mode de vie des groupes de populations étudiés : temps de présence à l'intérieur et à l'extérieur des habitations, débits respiratoires, régimes et habitudes alimentaires... Il est alors possible de prédire en fonction du temps, la quantité de radionucléide qu'incorpore chaque individu d'une population (figure 4).

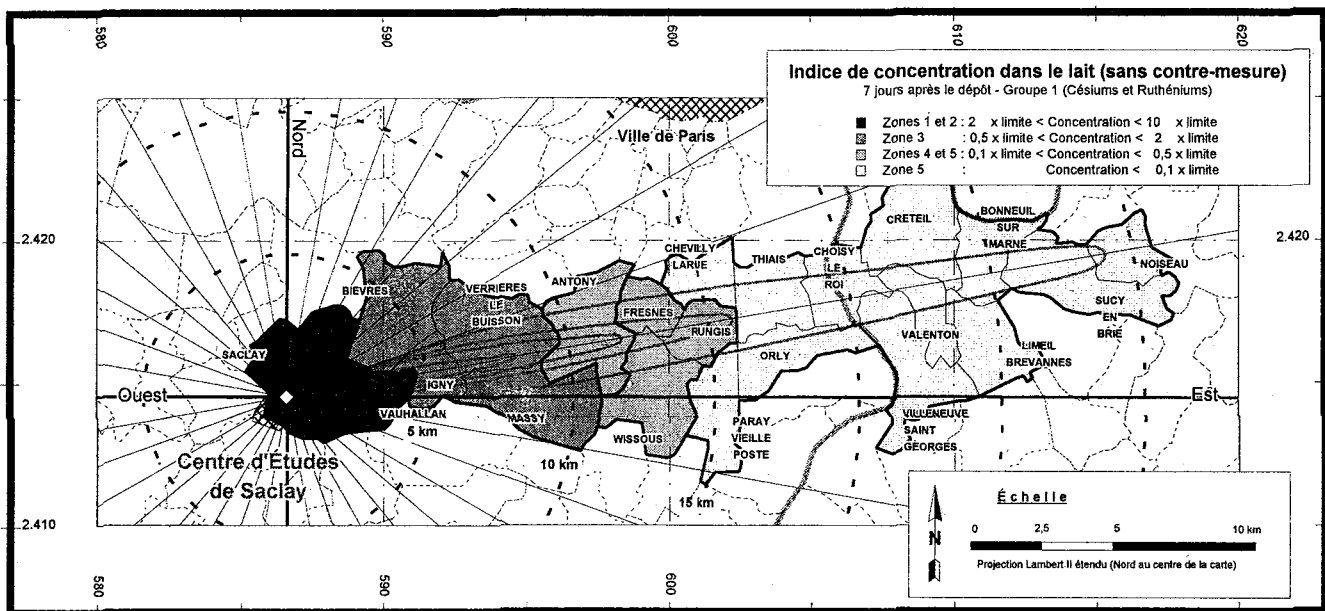


Figure 3 : Représentation cartographique de classes d'indices de concentration.

Exemple tiré de l'exercice Becquerel.

La limite utilisée est la concentration maximale admissible définie par la CCE pour le groupe du césium : 1000 Bq.l^{-1}

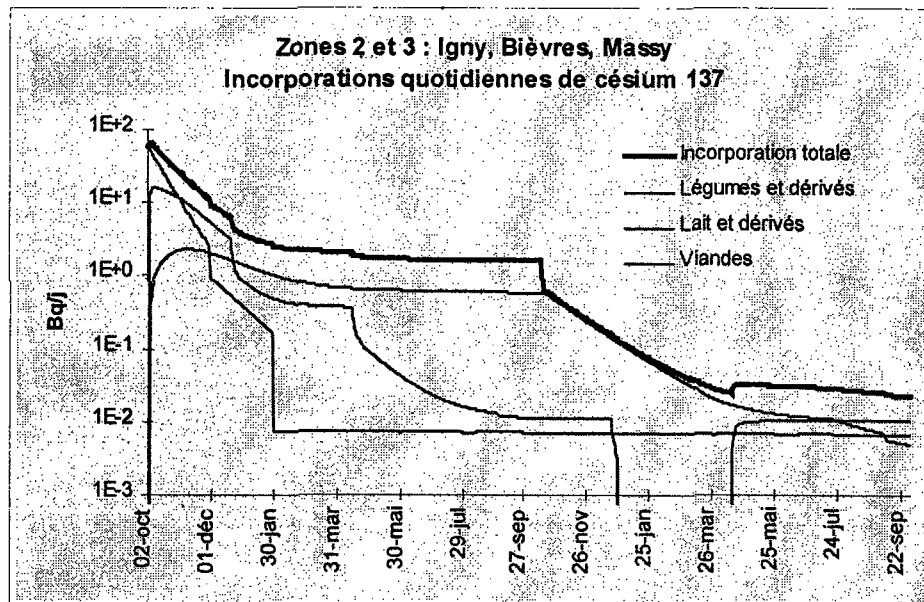


Figure 4 : Evolution de l'activité quotidiennement ingérée. Exemple tiré de l'exercice Becquerel.

Seules les doses efficaces sont calculées par ASTRAL. Elles sont données par mode de vie, relatives à différentes plages de temps, avec la contribution de chacune des voies d'atteinte (externe, inhalation, ingestion), de chaque radionucléide ou de chaque produit consommé pour la voie ingestion (figure 5). Une estimation des doses collectives par classe d'âge est possible car les effectifs de population sont connus. Pour une même zone, si des contre-mesures ont été simulées, on peut obtenir un calcul des doses évitées (gain attendu de l'action).

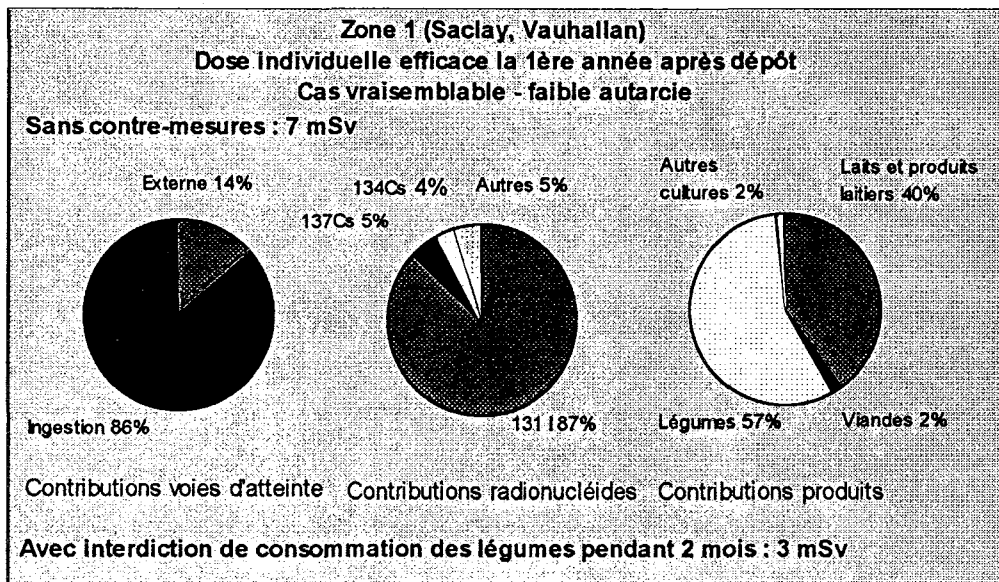


Figure 5 : Représentation des doses efficaces. Exemple tiré de l'exercice Becquerel.

Ergonomie du logiciel

L'ergonomie du logiciel a fait l'objet de soins particuliers. En effet, le volume de données à manipuler est très important, tant pour les données d'entrée que pour les résultats. Il fallait donc définir l'ergonomie du logiciel de façon que la manipulation de calculs complexes reste simple pour l'opérateur. Il a donc été fait appel à des objets graphiques utilisés fréquemment dans les logiciels de grande diffusion, tels qu'ascenseurs, onglets, zones de listes... A titre d'exemple figure ci dessous l'écran présentant les résultats de calculs de doses.

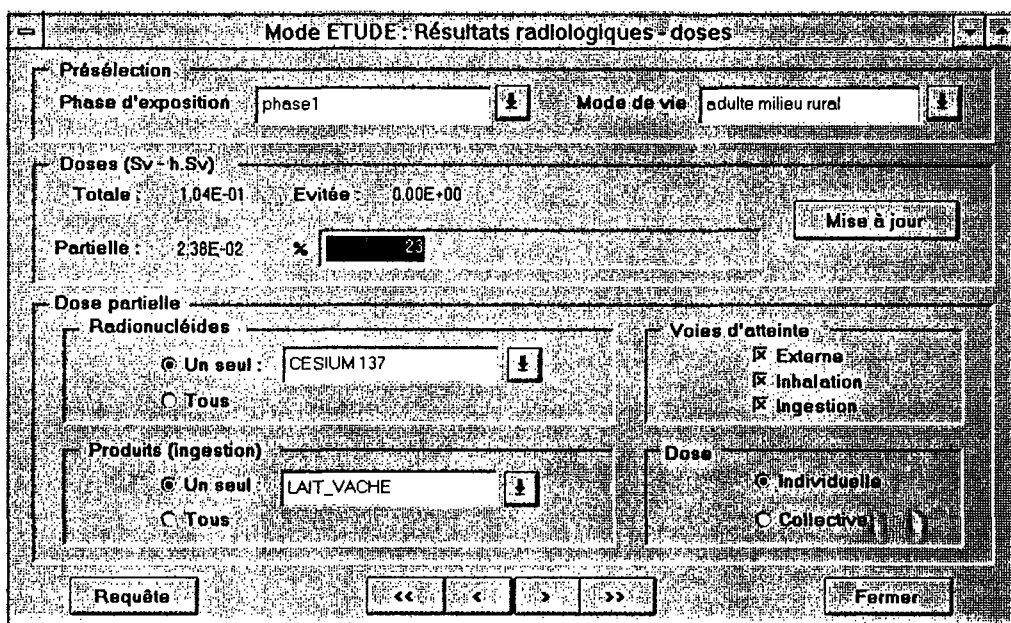


Figure 6 : Ecran de consultation des doses

Un dossier comprenant les informations générales de l'étude, les choix de l'utilisateur et les principaux résultats peut être automatiquement édité.

Développement informatique et Assurance de la Qualité

Dès l'étude préliminaire, un Plan d'Assurance Qualité Particulier (PAQP) a été établi, en conformité avec les directives de l'IPSN et les recommandations internationales (ISO 9001).

Les bases de données ont été réalisées au moyen d'outils de développement qui garantissent le respect des règles d'Assurance de la Qualité. En ce qui concerne les calculs, un document reprenant l'ensemble des équations, sous un formalisme informatique, spécifiant leurs liaisons avec les paramètres contenus dans les bases a été établi. Le module de calcul a été codé dans un langage respectant la norme américaine ANSI (puisque'il n'existe pas de norme AFNOR équivalente).

La réalisation informatique a été ensuite validée par une série de tests relatifs aux calculs (jeux d'essai) et aux fonctionnalités (tests fonctionnels).

Implantation et disponibilité

Le logiciel ASTRAL fonctionne selon une architecture « client-serveur ». Il peut être implanté, côté client, sous quatre systèmes d'exploitation informatiques différents : Windows 3.11, Windows 95, Windows NT (3.51, 4), Unix (HP et SUN), et côté serveur, sous trois systèmes d'exploitation informatiques différents : Windows 95, Windows NT (3.51, 4), Unix (SUN) (figure 7). La version de production est implantée sous Unix à la fois côté client et côté serveur ; elle est destinée à prendre place parmi les logiciels déjà disponibles au Centre Technique de Crise de l'IPSN, à Fontenay-Aux-Roses. Des versions contenant des copies de l'application peuvent être installées sur des ordinateurs de bureau (PC), serveurs et/ou clients.

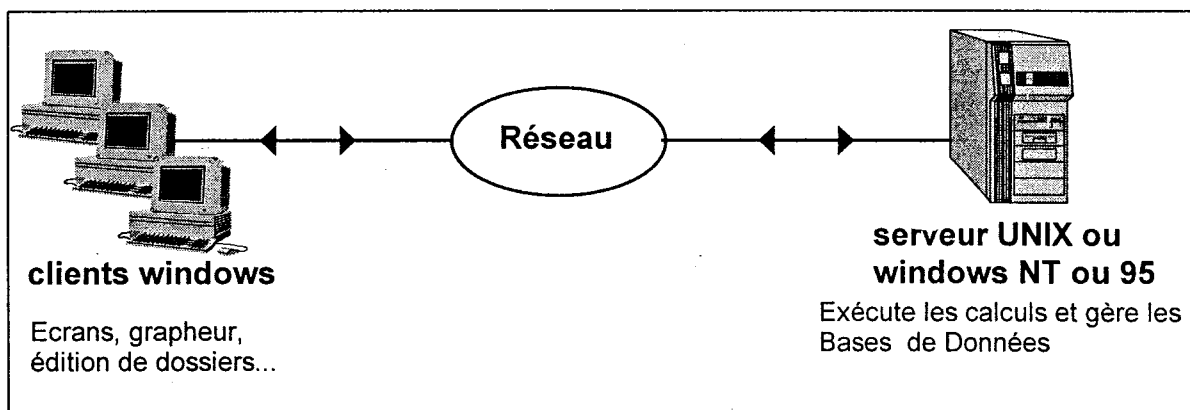


Figure 7 : Architecture Client-Serveur

Conclusion

La création du logiciel ASTRAL représente la synthèse d'une grande partie des acquis de la radioprotection dite "post-accidentelle", soit par les laboratoires, soit en vraie grandeur dans les zones contaminées par l'accident de Tchernobyl. C'est un outil relativement simple à utiliser. Actuellement il fait l'objet de comparaisons avec des codes similaires, en Allemagne (Code PARK), au Royaume Uni (Code FARMLAND) et au niveau communautaire (Code COSYMA). En France, EDF teste ses possibilités pour ses études d'impact.

ANNEXE 2

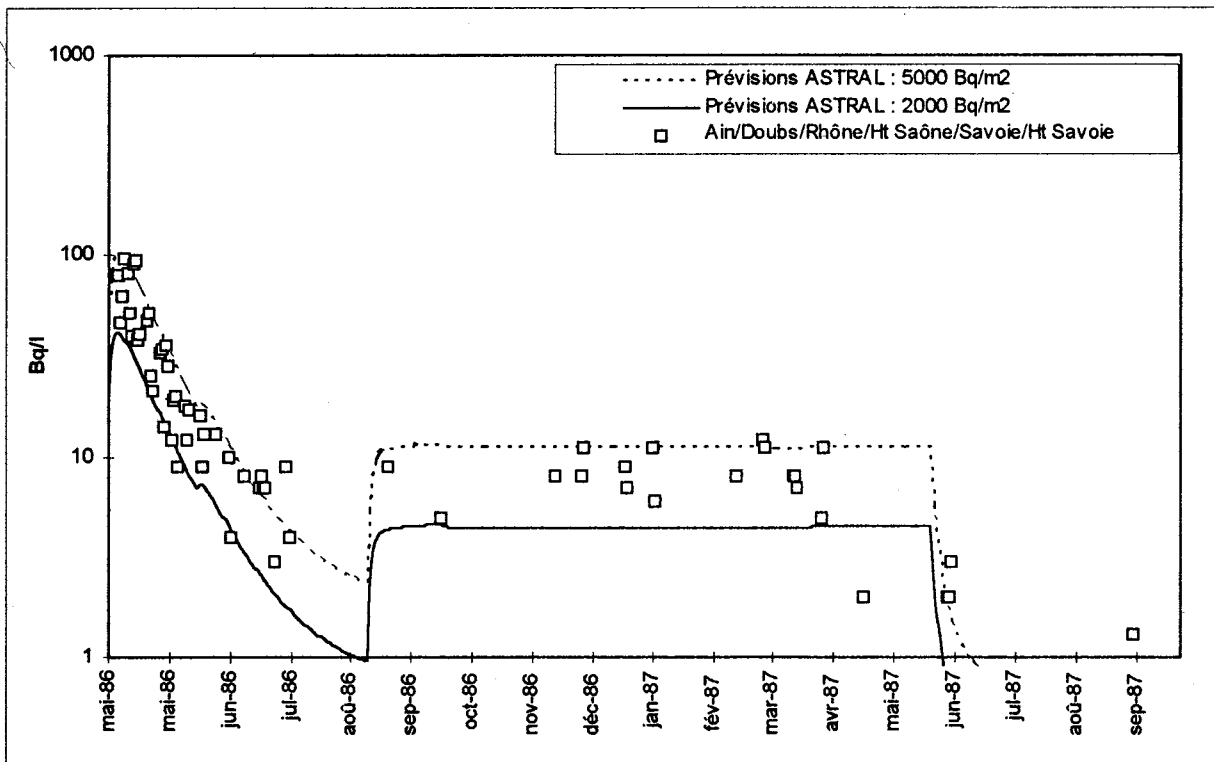
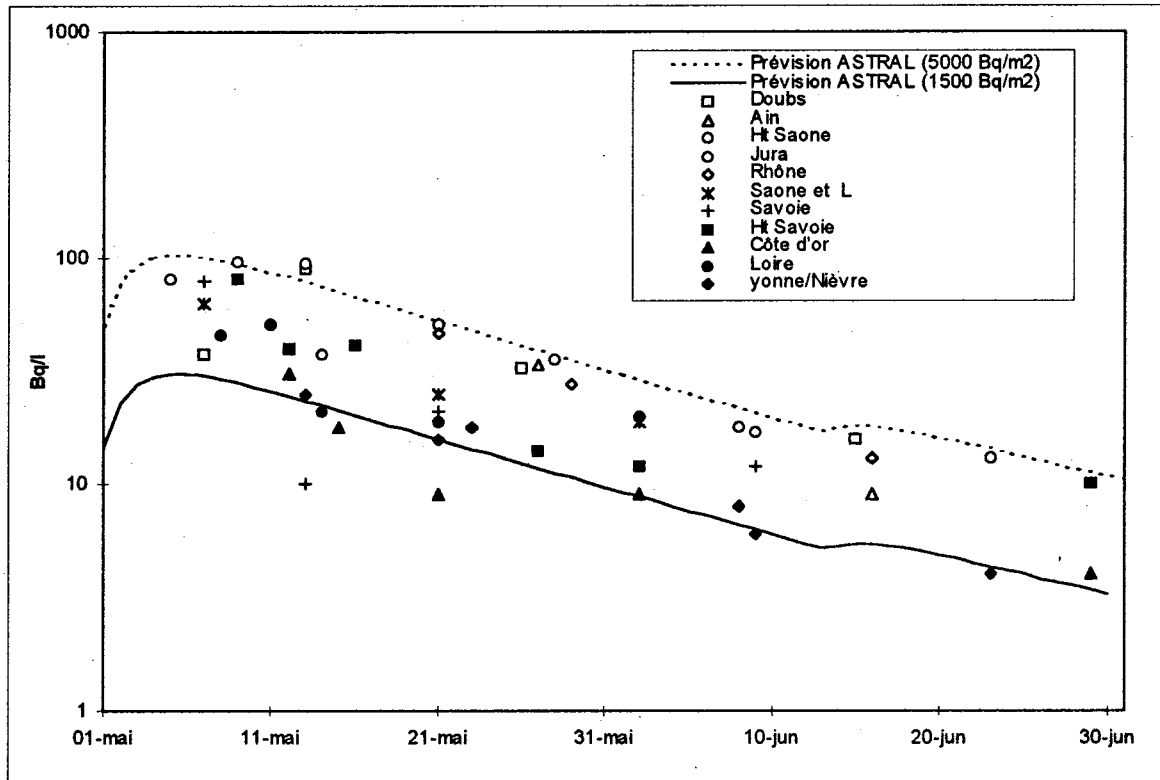
Le Césium 137 dans le lait et les légumes feuilles

en France suite à l'accident de Tchernobyl

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Est de la France



Figures 1 et 2 : Evolution de la contamination du lait de vache en césium 137 dans l'Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

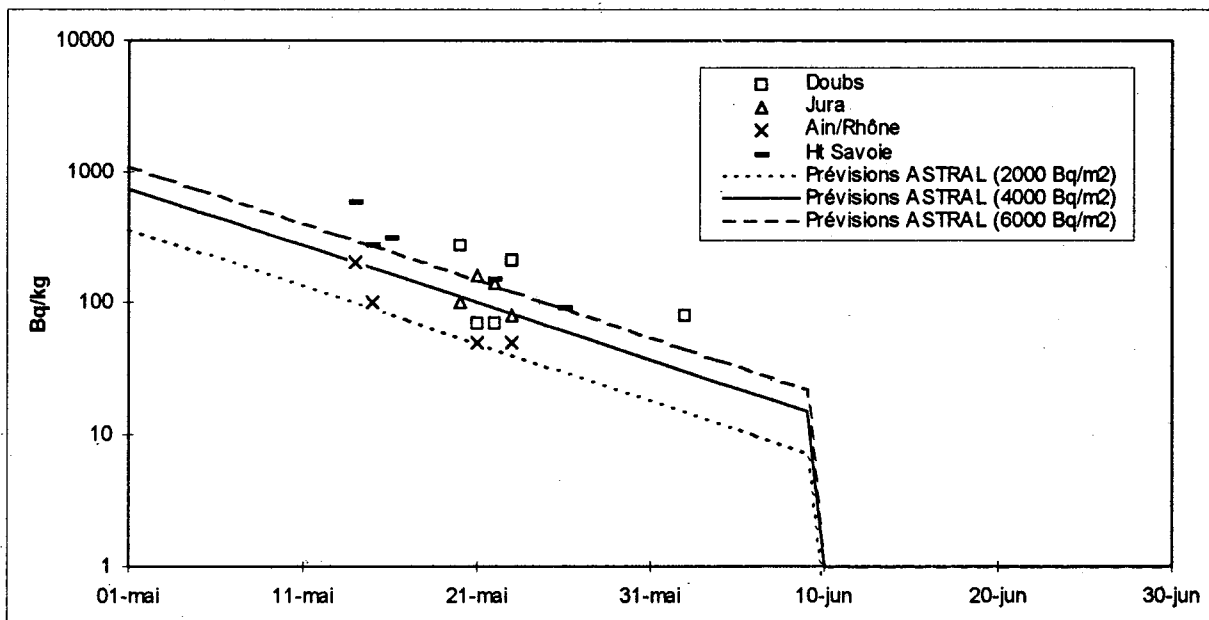
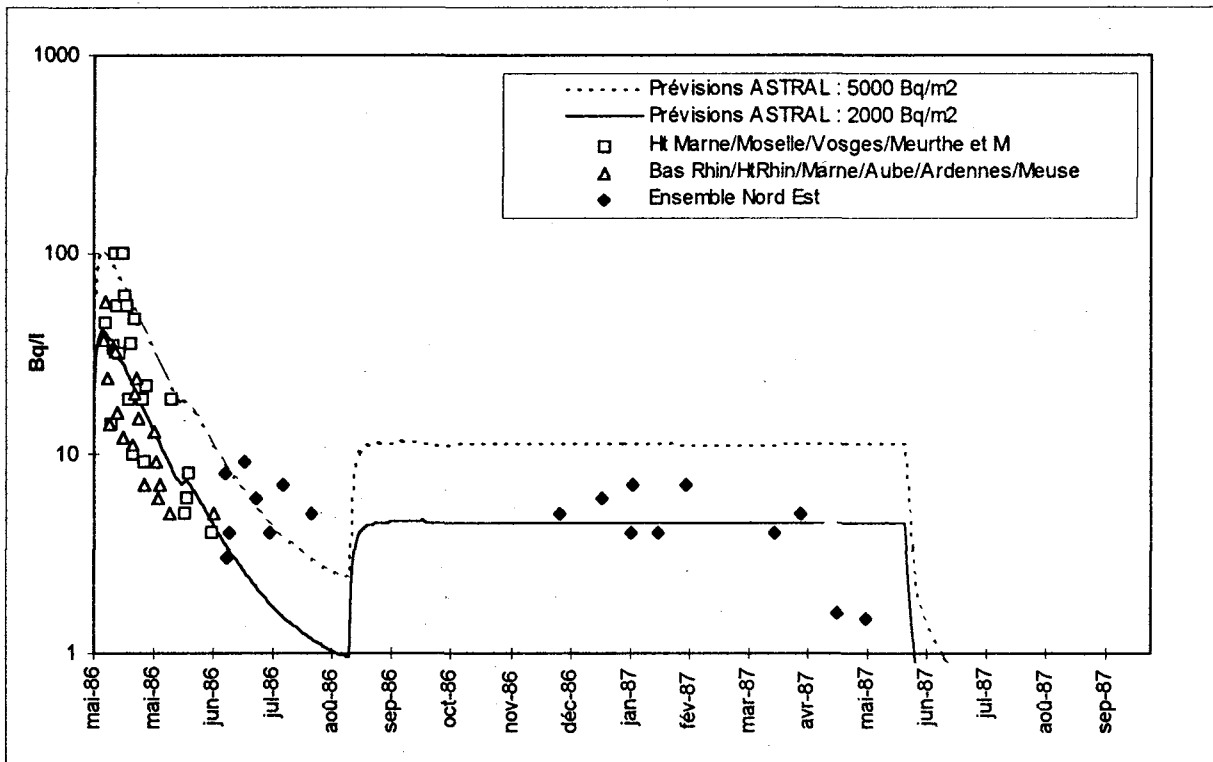
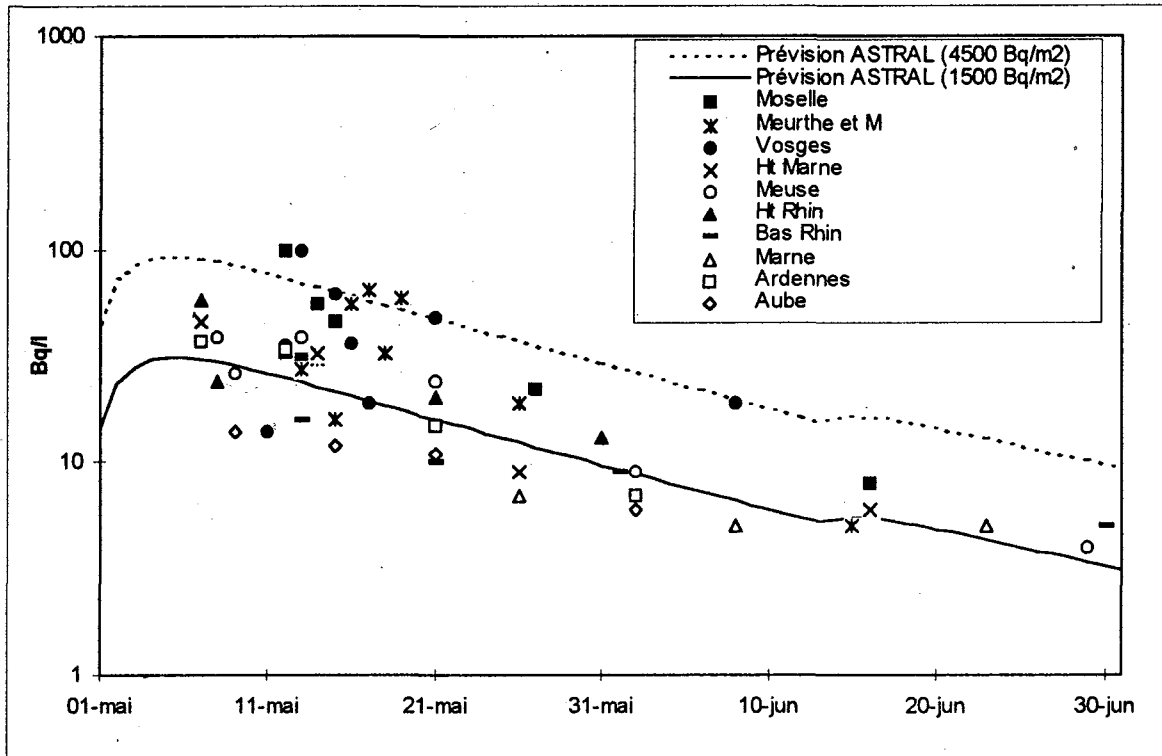


Figure 3 : Evolution de la contamination des légumes feuilles en césium 137 dans l' Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/kg frais)

Simulation ASTRAL (IPSN)
Données OPRI et DGCCRF
Nord-Est de la France



Figures 4 et 5 : Evolution de la contamination du lait de vache en césium 137 dans le Nord-Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

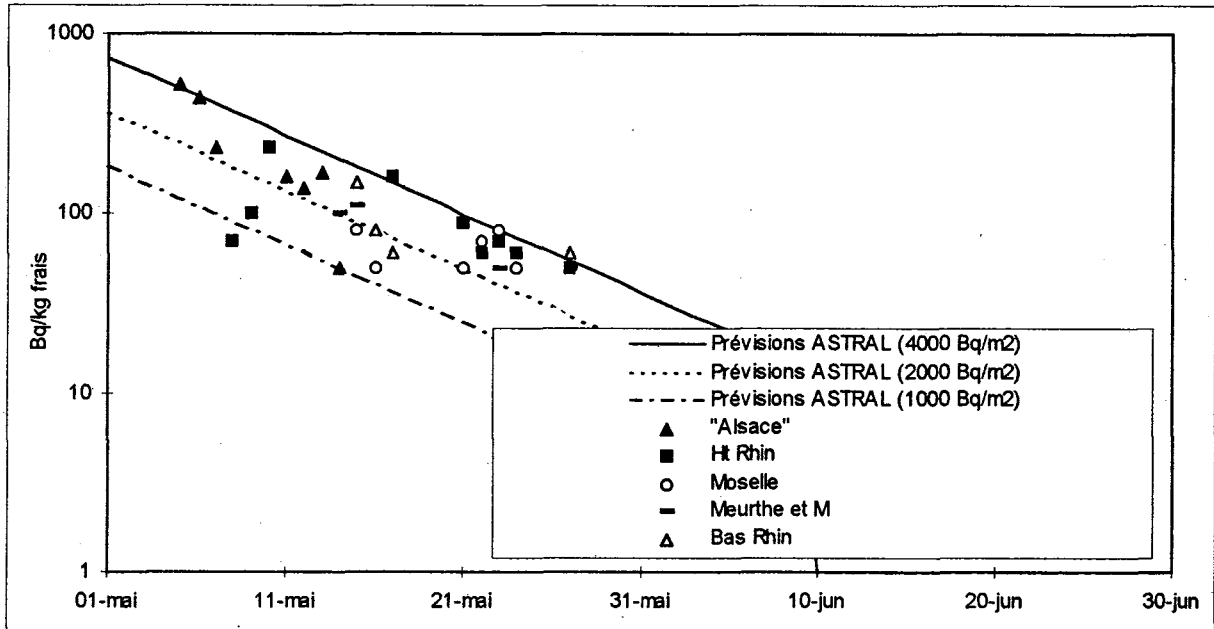


Figure 6 : Evolution de la contamination des légumes feuilles en césium 137 dans le Nord-Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/kg frais)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF
Sud-Est et Corse

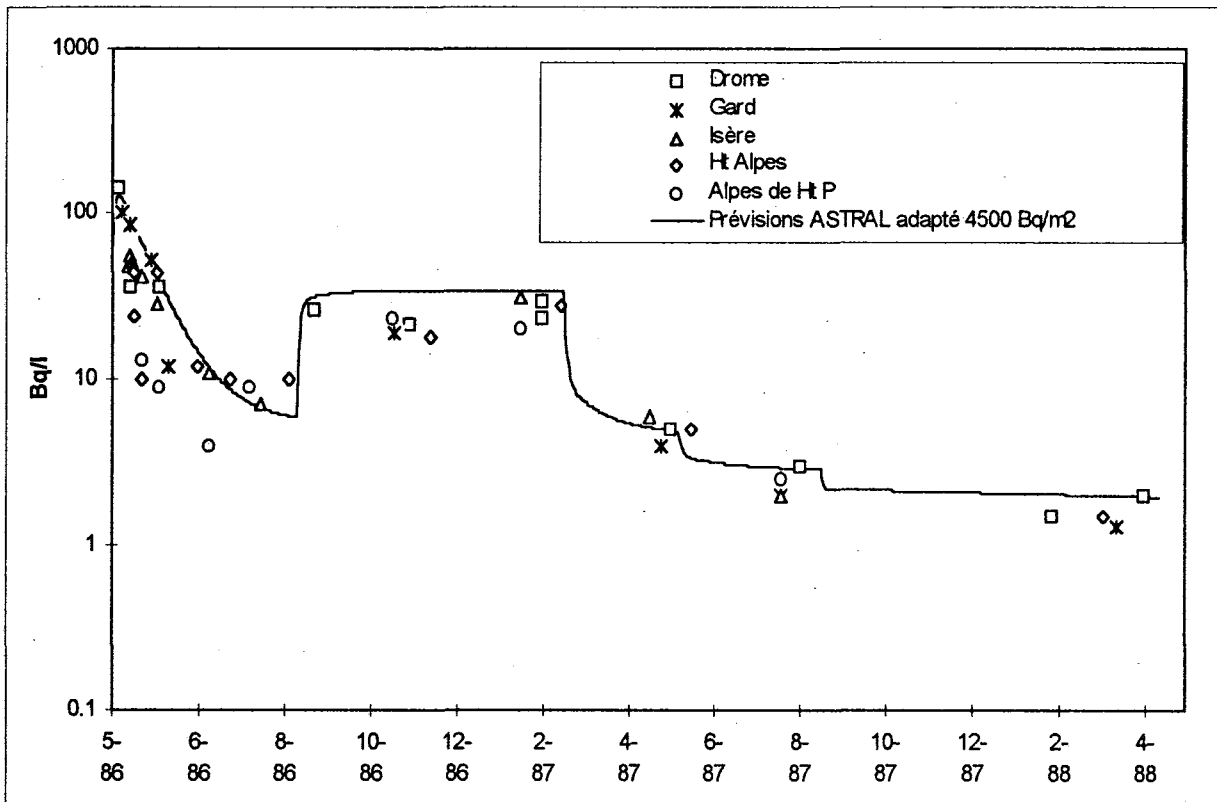
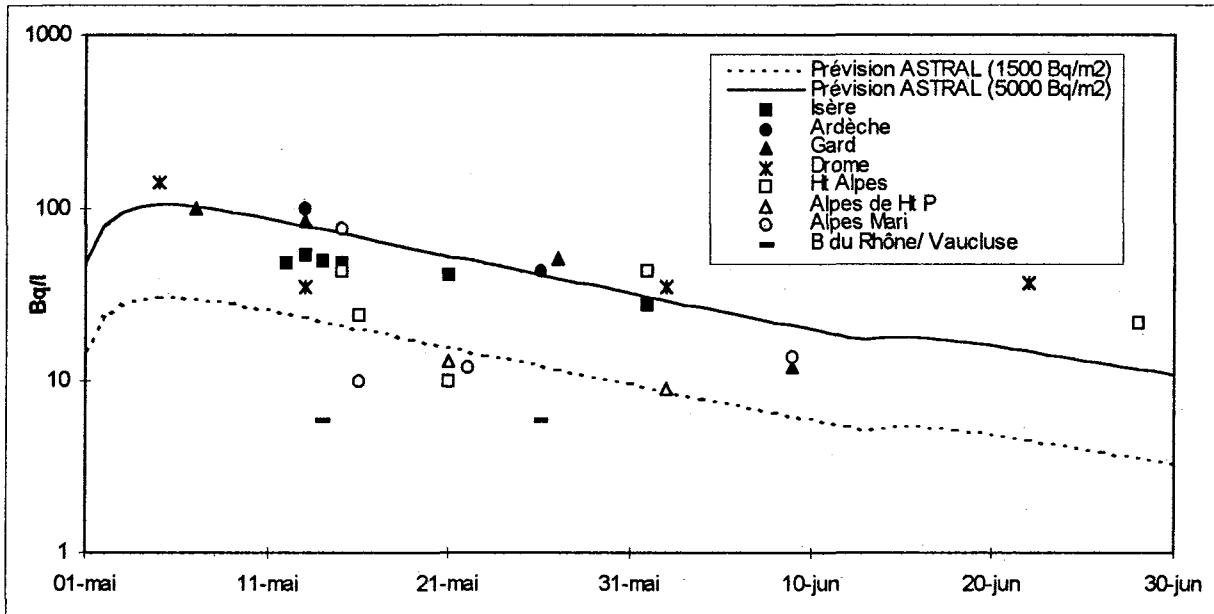
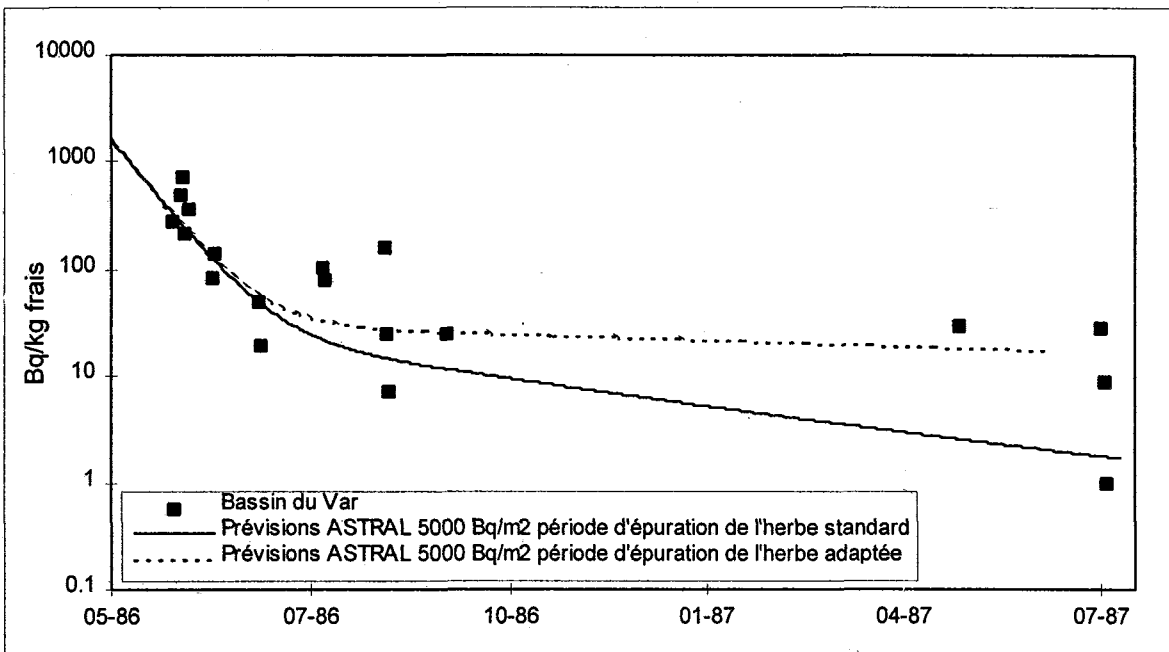
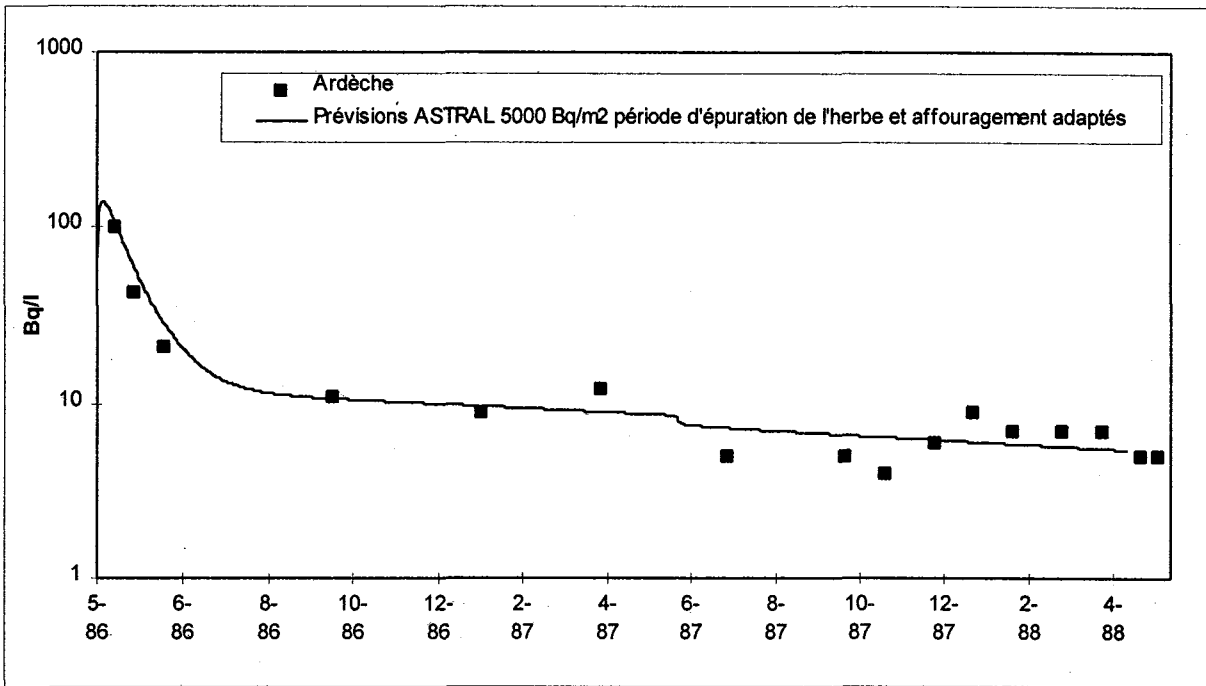
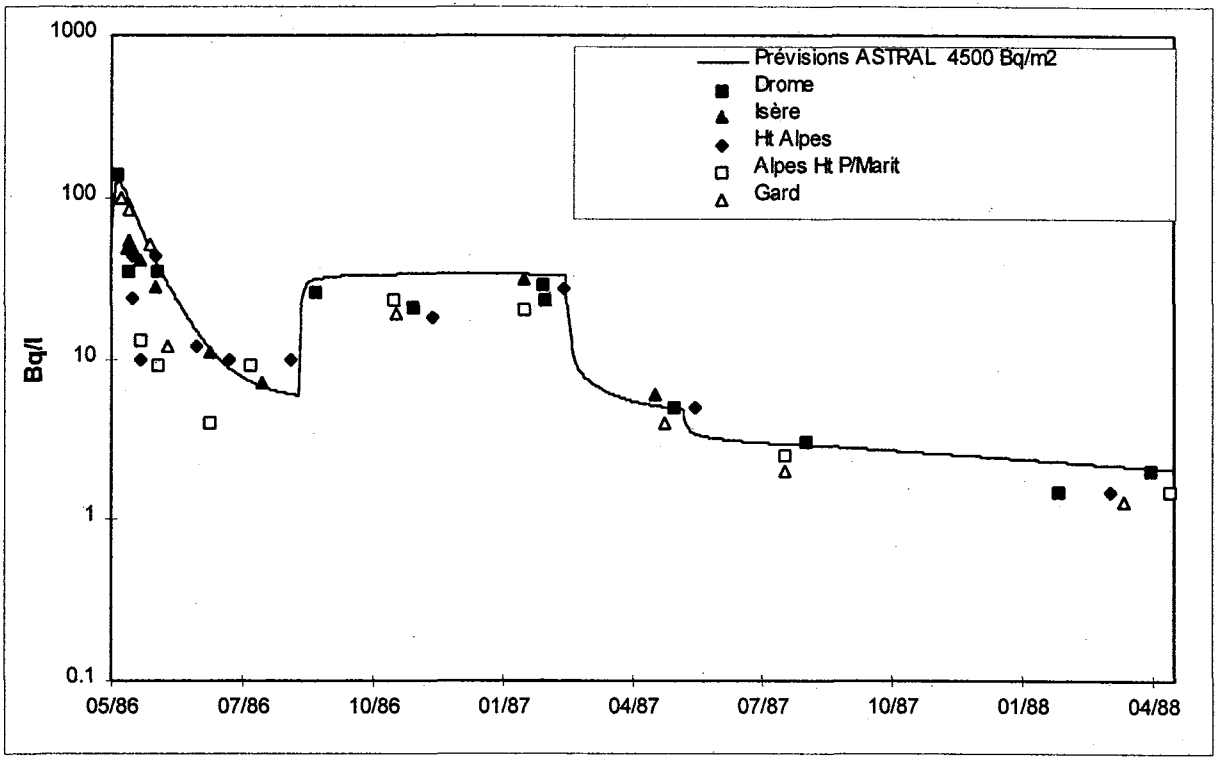


Figure 7 et 8 : Evolution de la contamination du lait de vache en césium 137 dans le Sud-Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)





Simulation ASTRAL (IPSN) Données OPRI, DGCCRF et IPSN Sud-Est et Corse

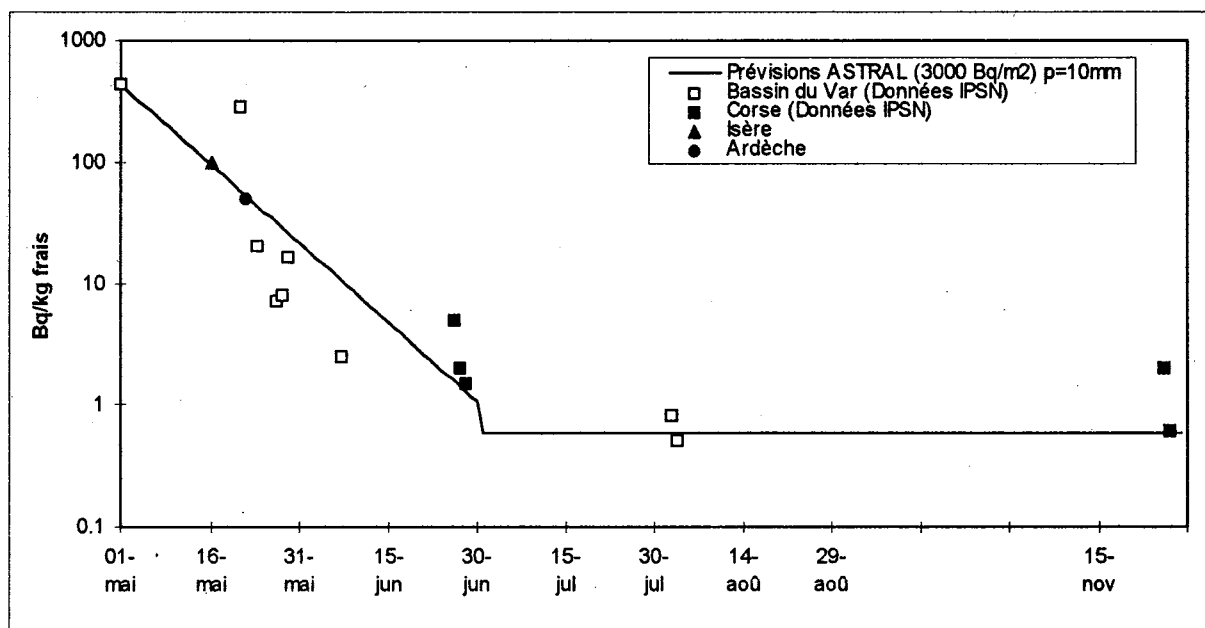


Figure 10 : Evolution de la contamination des légumes feuilles en césium 137 dans le Sud Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/kg frais)

Simulation ASTRAL (IPSN) Données DGCCRF Foin

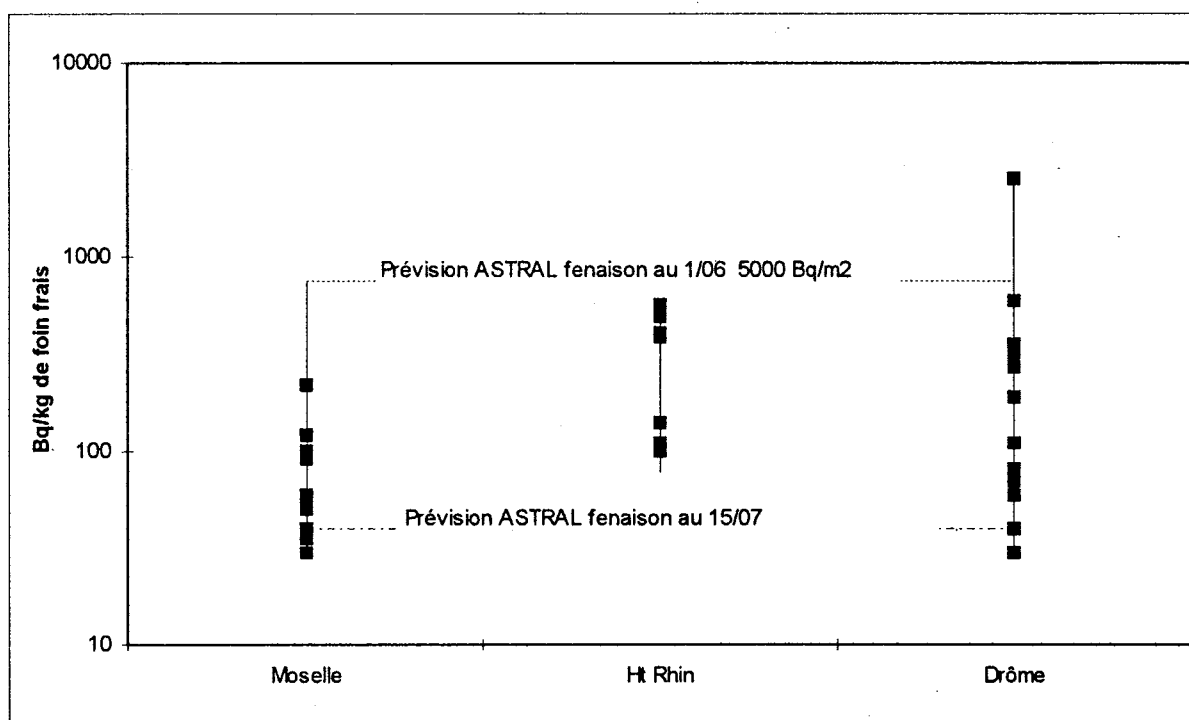


Figure 11 : Niveaux de contamination des foins en césium 137 durant l'hiver 86-87 (Bq/kg frais)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Centre

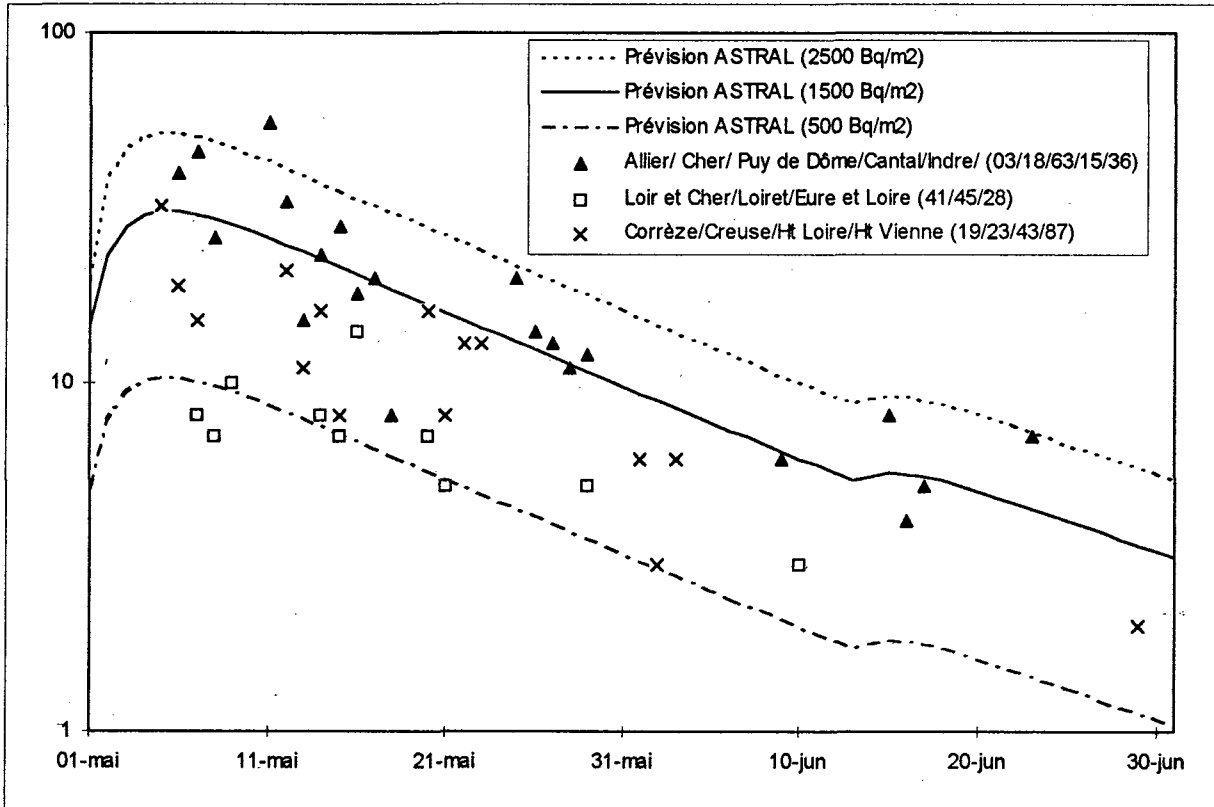


Figure 12 : Evolution de la contamination du lait de vache en césium 137 dans le Centre de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Nord

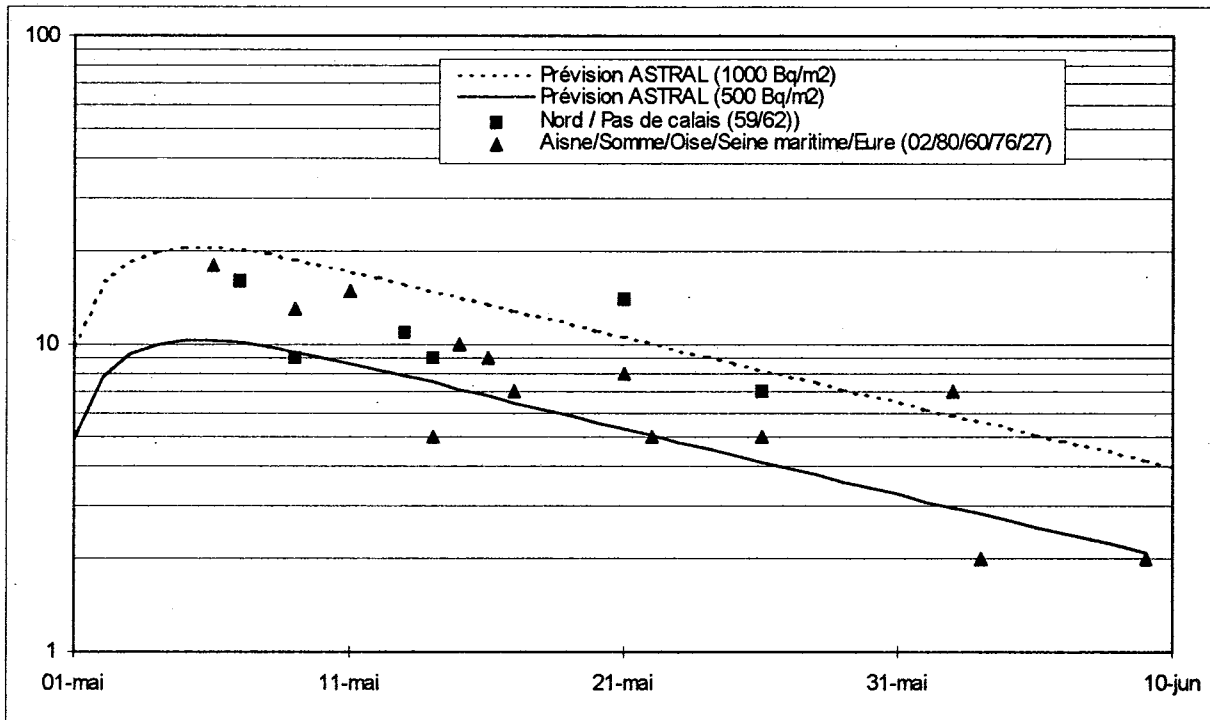


Figure 13 : Evolution de la contamination du lait de vache en césium 137 dans le Nord de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Bretagne

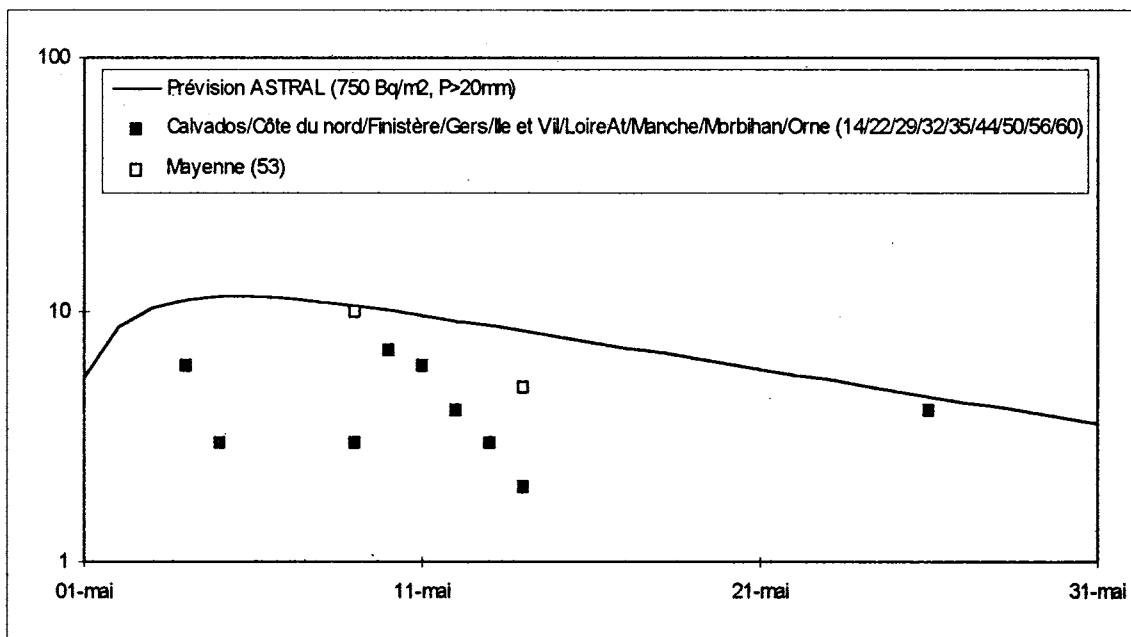


Figure 14 : Evolution de la contamination du lait de vache en césium 137 en Bretagne en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Sud Ouest

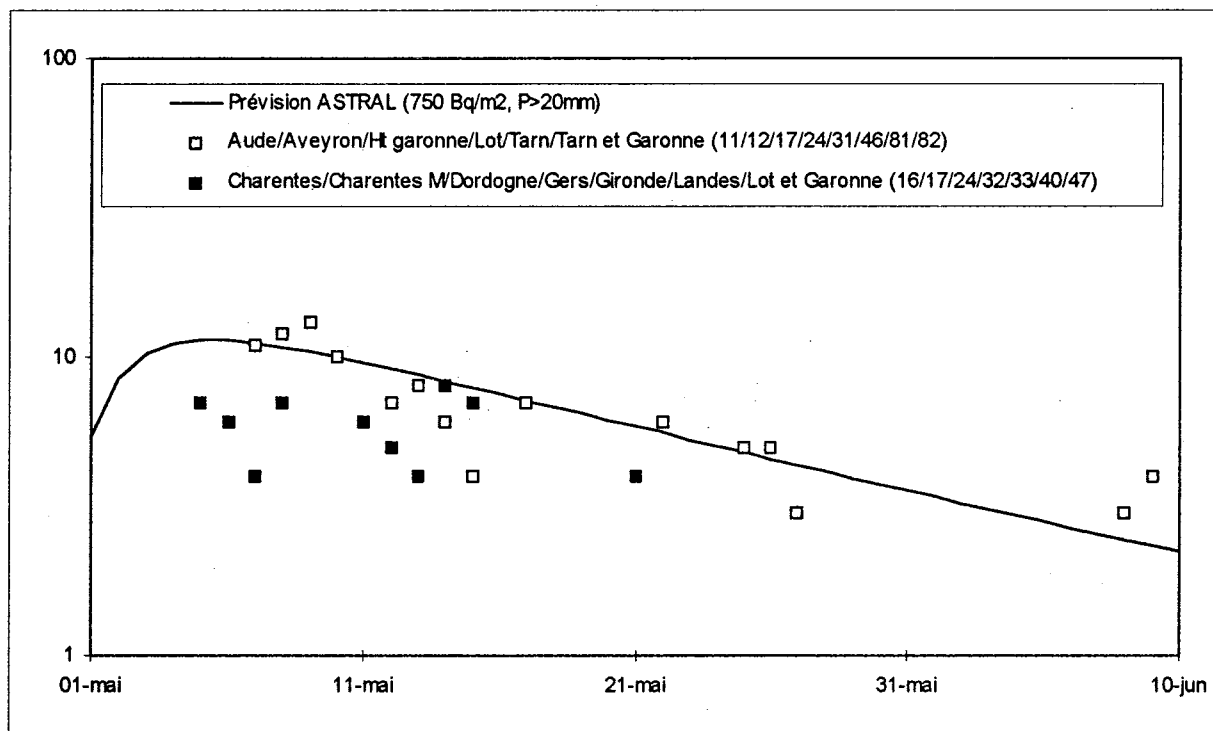


Figure 15 : Evolution de la contamination du lait de vache en césium 137 dans le Sud Ouest de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Simulation ASTRAL (IPSN) Données IPSN

Bassins du Var et de la Moselle

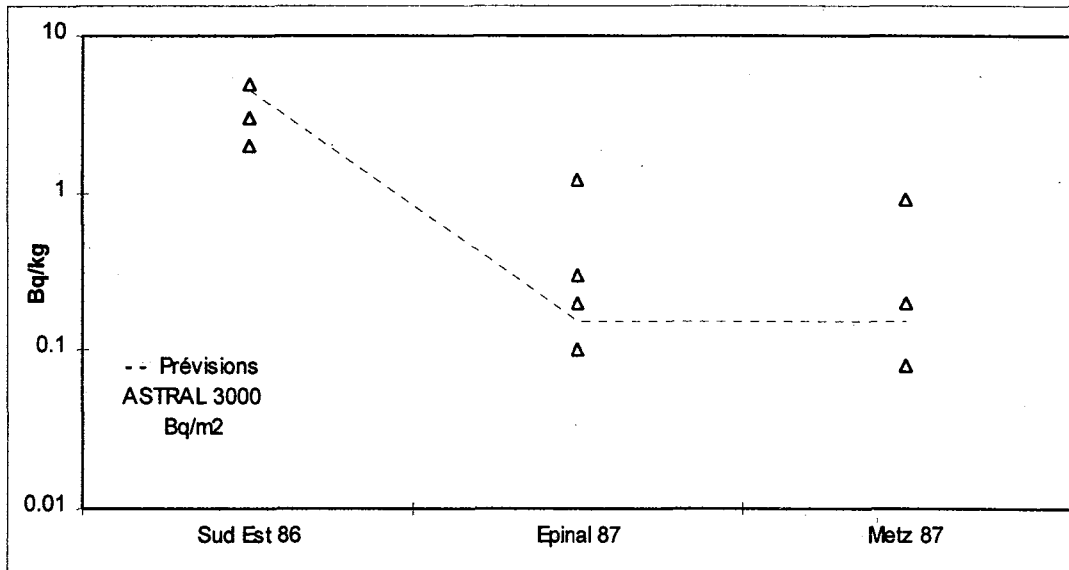


Figure 16 : Contamination en césium 137 des récoltes 86 et 87 de céréales (blé, orge, avoine) suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/kg frais)

Bassin du Var

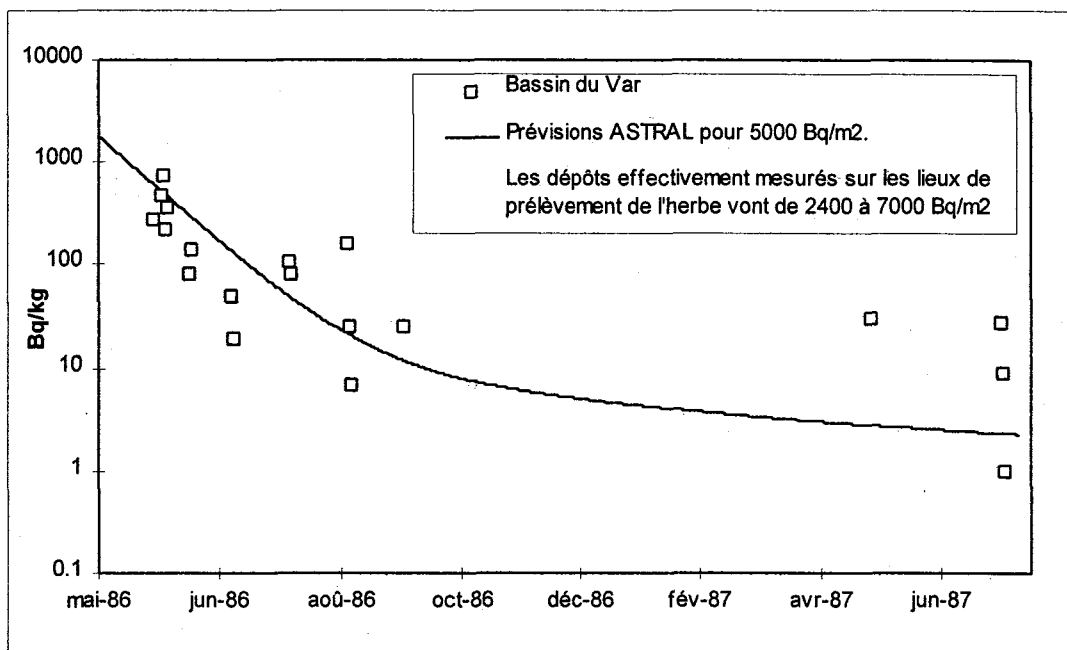


Figure 17 : Evolution de la contamination en césium 137 de l'herbe dans le bassin du Var en 1986 et 1987 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/kg frais)

ANNEXE 3

L' iode 131 dans le lait et les légumes feuilles

en France suite à l'accident de Tchernobyl

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Est de la France

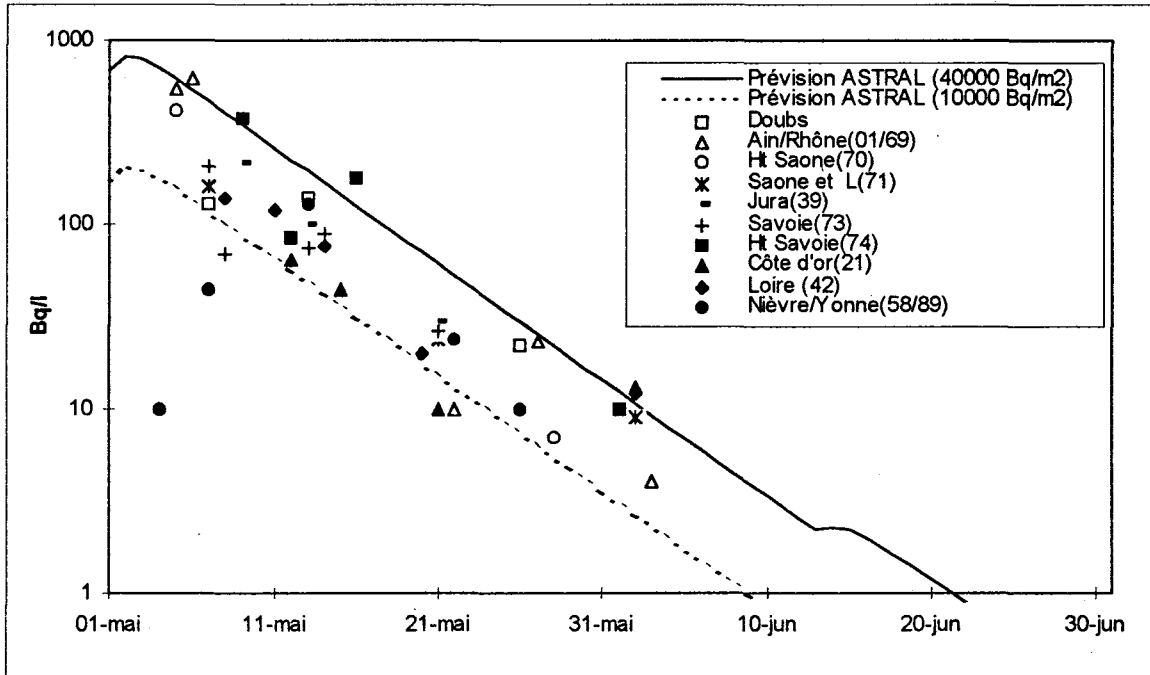


Figure 1 : Evolution de la contamination du lait de vache en iode 131 dans l'Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

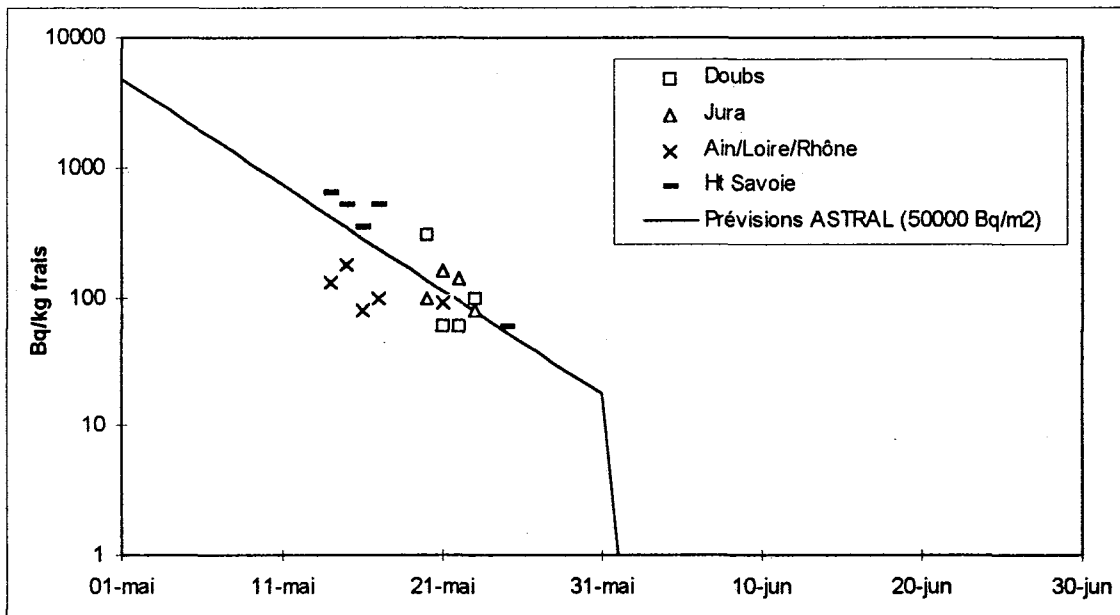


Figure 2 : Evolution de la contamination des légumes feuilles en iode 131 dans l'Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/kg frais)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Nord-Est de la France

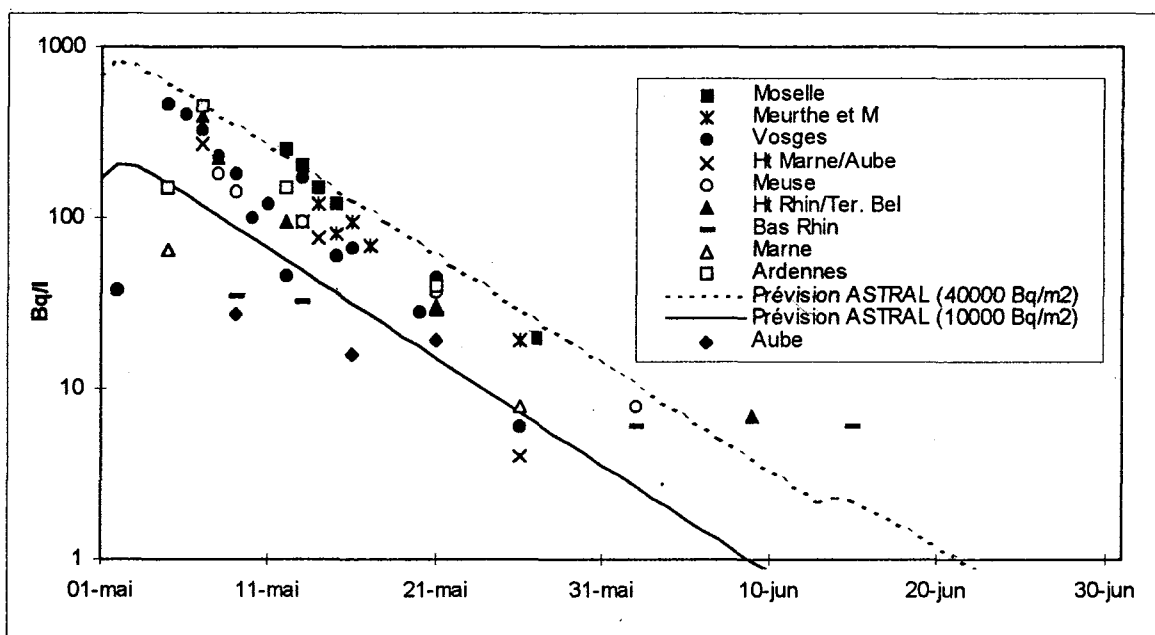


Figure 3 : Evolution de la contamination du lait de vache en iode 131 dans le Nord-Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

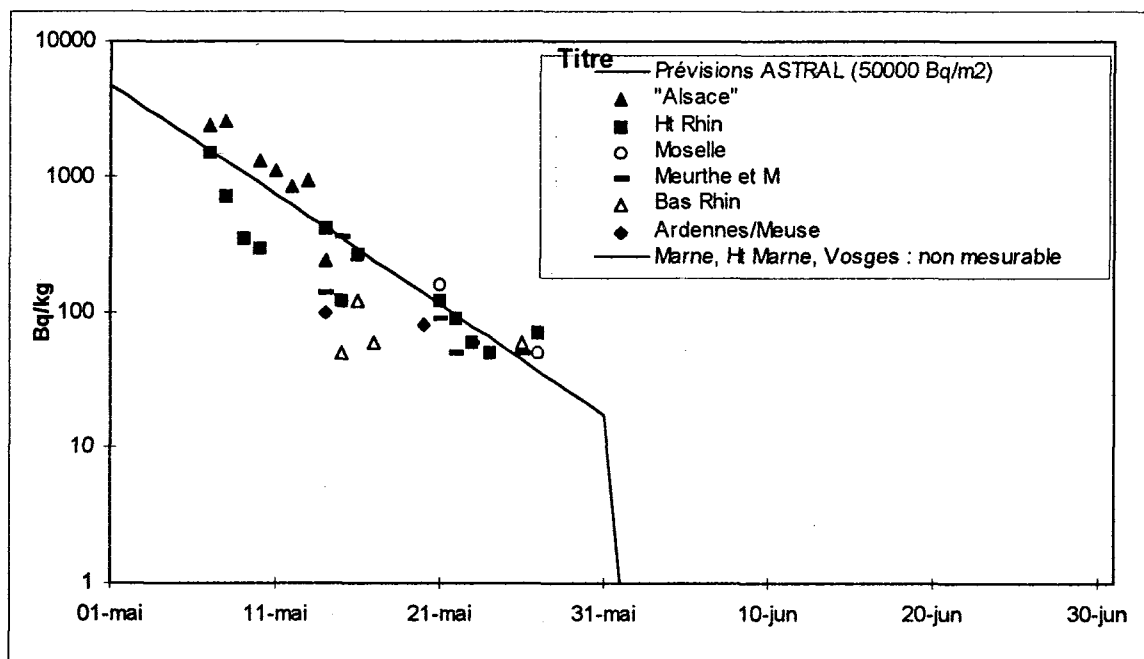


Figure 4 : Evolution de la contamination des légumes feuilles en iode 131 dans le Nord-Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/kg frais)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Sud-Est et Corse

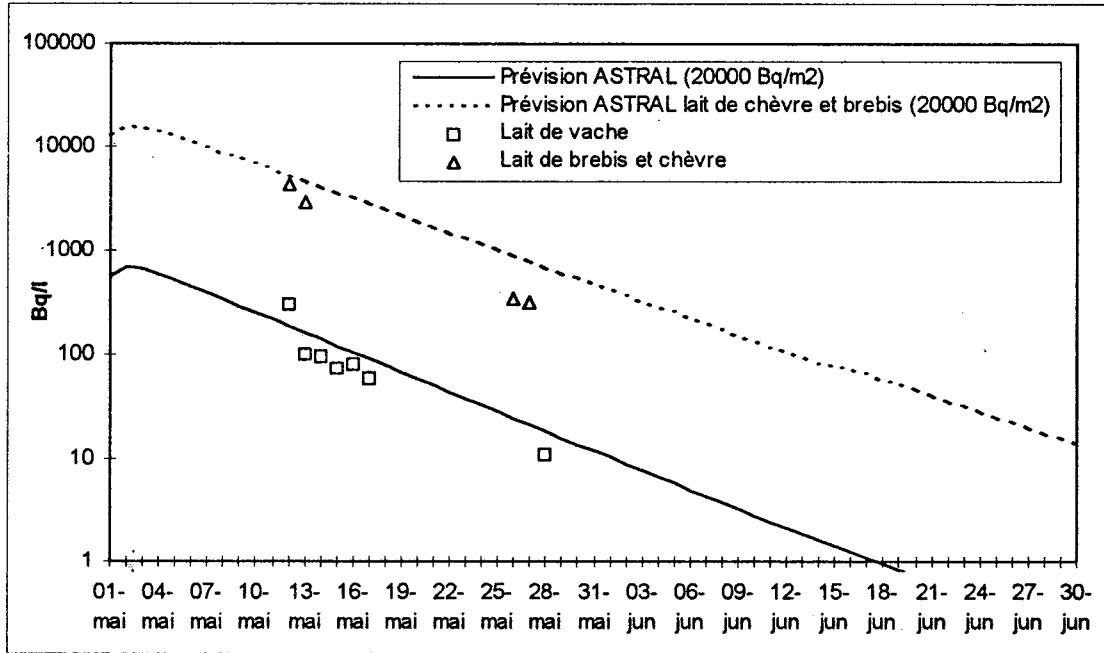


Figure 5 : Evolution de la contamination en iode 131 des laits de vache, de chèvre et de brebis en Corse en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

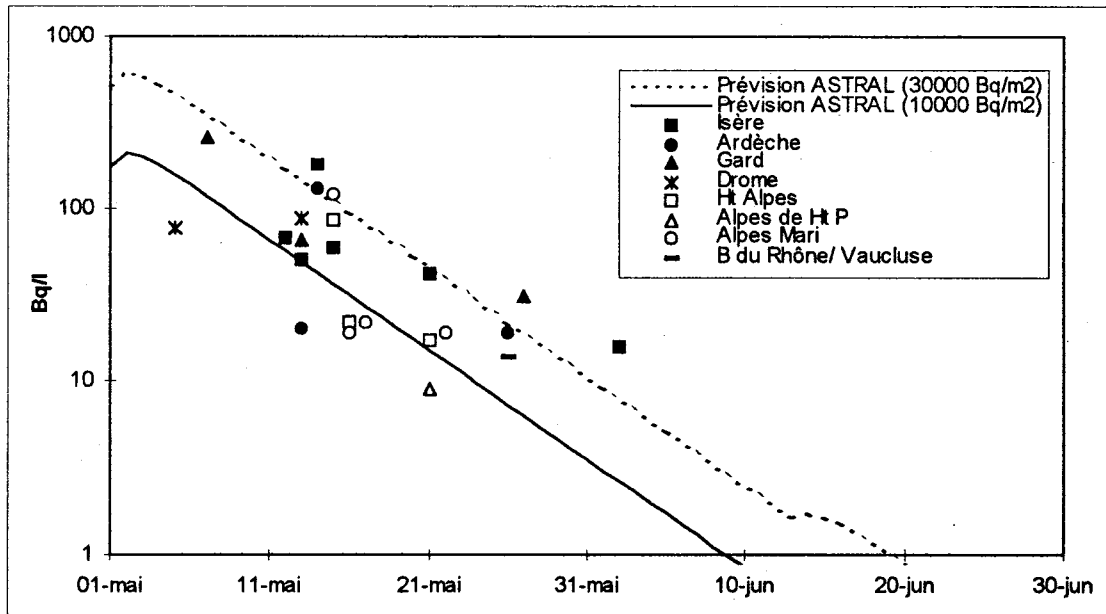


Figure 6 : Evolution de la contamination du lait de vache en iode 131 dans le Sud-Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

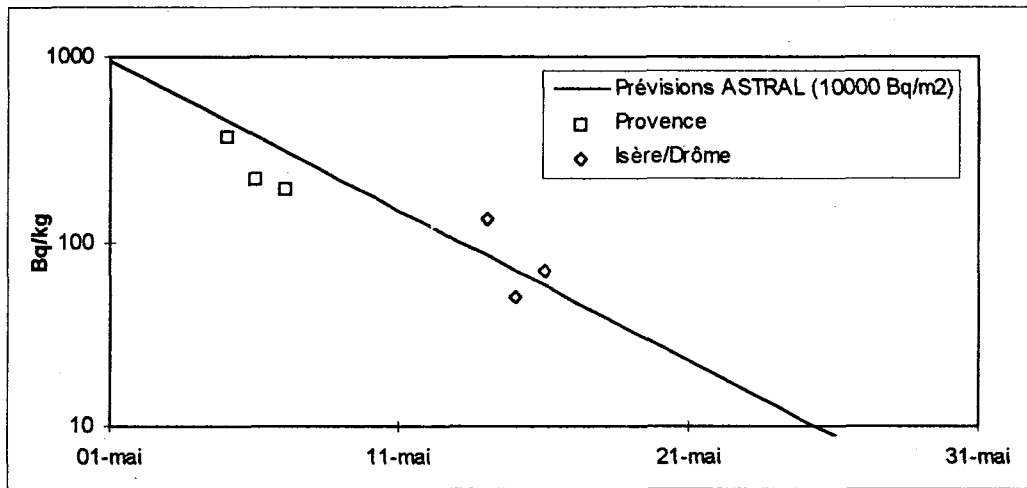


Figure 7 : Evolution de la contamination des légumes feuilles en iode 131 dans le Sud-Est de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Nord

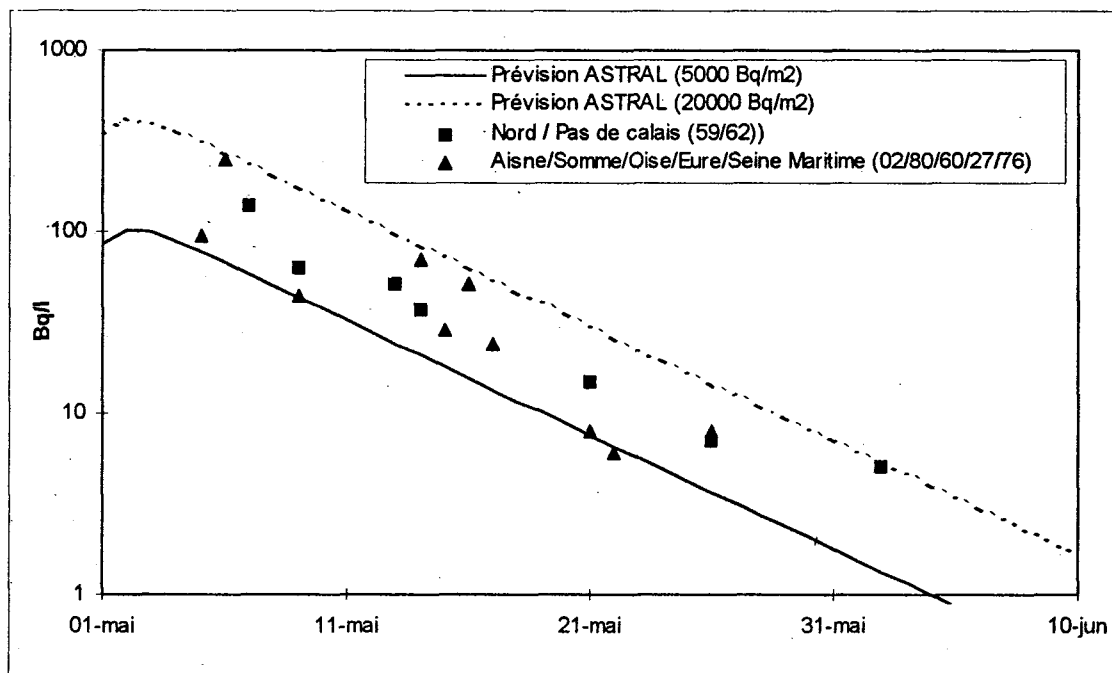


Figure 8 : Evolution de la contamination du lait de vache en iode 131 dans le Nord de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

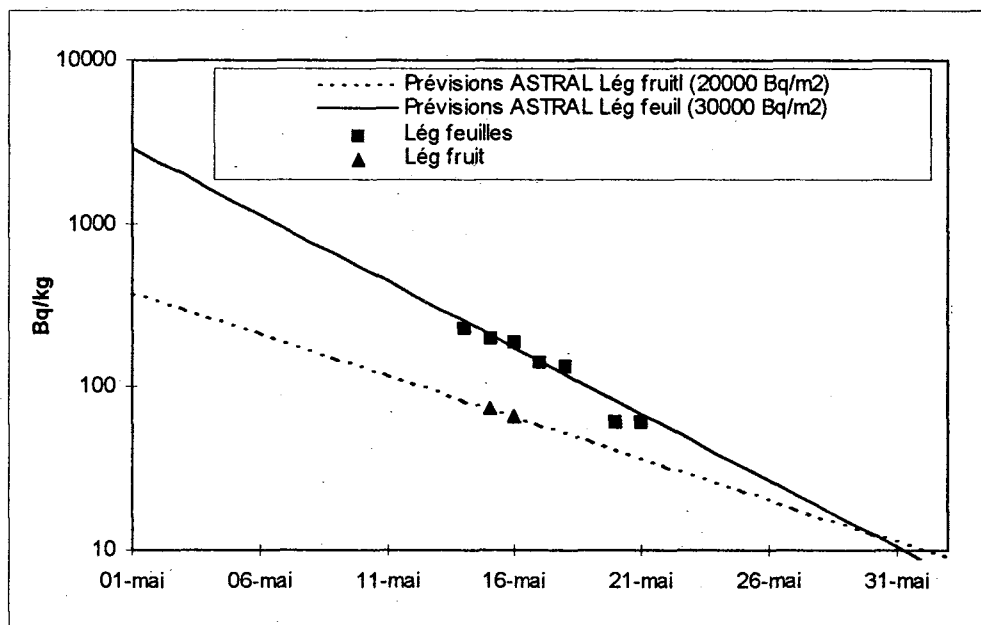


Figure 9 : Evolution de la contamination des légumes en iode 131 dans le Nord de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Centre

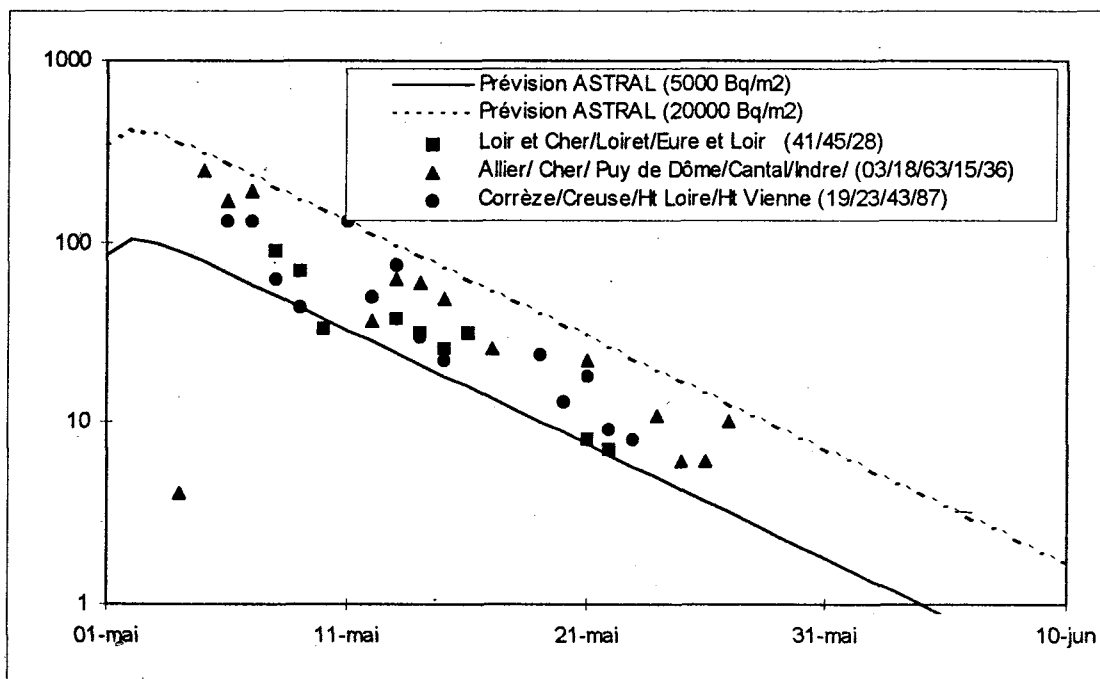


Figure 10 : Evolution de la contamination du lait de vache en iode 131 dans le Centre de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Bretagne

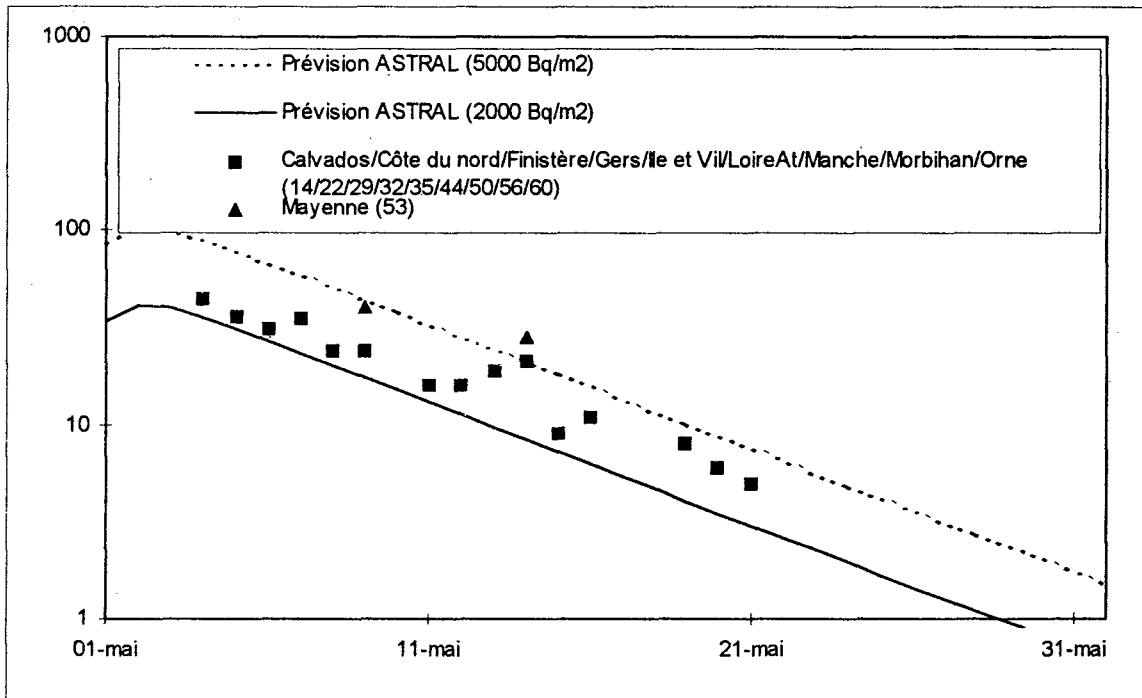


Figure 11 : Evolution de la contamination du lait de vache en iode 131 en Bretagne en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

Simulation ASTRAL (IPSN)

Données OPRI et DGCCRF

Sud-Ouest

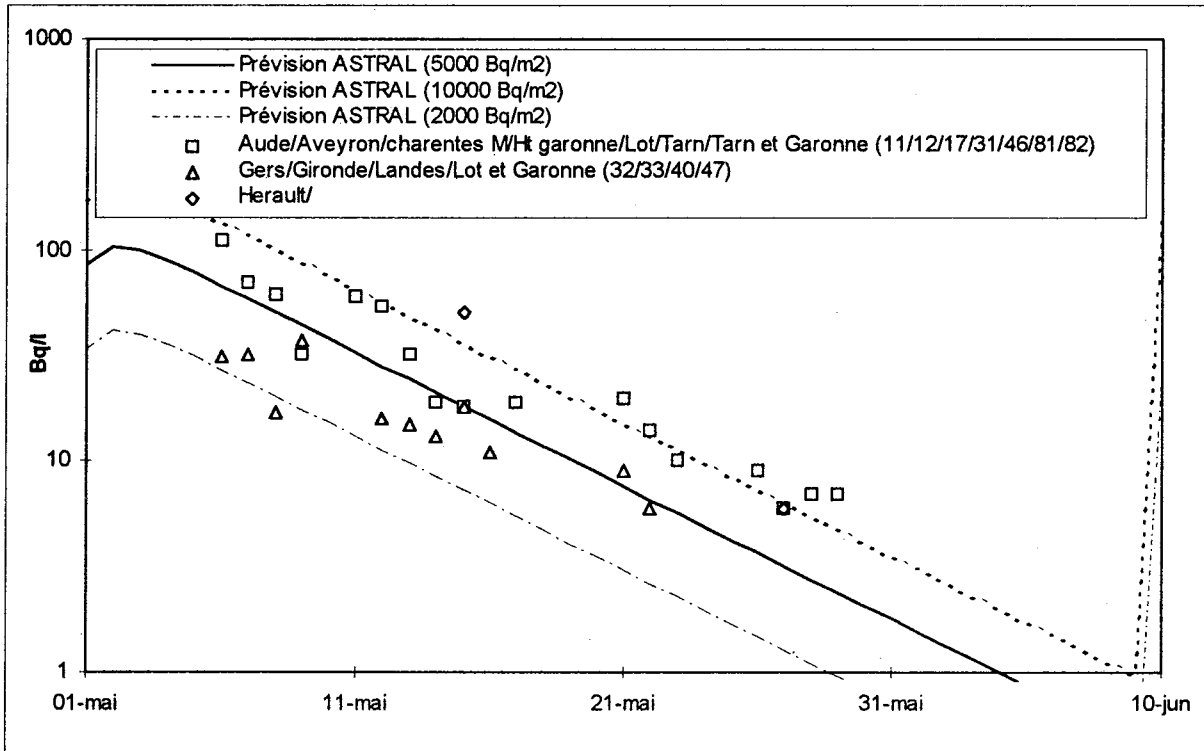


Figure 12 : Evolution de la contamination du lait de vache en iode 131 dans le Sud-Ouest de la France en 1986 suite à l'accident de Tchernobyl (Bq/l)

ANNEXE 4

Radioactivité naturelle et doses

RADIOACTIVITÉ NATURELLE et DOSES

d'après la plaquette « Radioactivité », éditée pour le centenaire de la découverte de la radioactivité et réalisée avec le concours des organismes suivants :

- Ministère des Affaires Étrangères,
- Centre National de la Recherche Scientifique,
- Commissariat à l'Énergie Atomique,
- COGEMA,
- Électricité de France,
- FRAMATOME,
- Palais de la Découverte
- Sciences Ressources.

Plus des deux tiers de la dose de rayonnements ionisants reçue en France correspondent à la radioactivité naturelle.

L'homme est exposé à divers types de rayonnements ionisants qui produisent à peu près les mêmes effets, mais sont d'origines très différentes. L'exposition à ces rayonnements peut être un acte volontaire (bain de soleil) ou involontaire.

En matière de radioactivité naturelle, trois origines sont distinguées :

- LES RAYONNEMENTS COSMIQUES,
- LES RAYONNEMENTS PROVENANT DU SOL,
- LES ELEMENTS RADIOACTIFS INHALES OU ABSORBES.

D'après l'UNSCEAR, l'exposition naturelle moyenne annuelle en France est de 2,4 mSv par habitant :

- LES RAYONNEMENTS COSMIQUES venus de l'espace et en particulier du soleil représentent des doses reçues d'environ 0,4 mSv par an au niveau de la mer et le double à 1500 m d'altitude (un seul voyage Paris-New-York aller-retour correspond à une dose reçue de 0,06 mSv) ;

- LES ELEMENTS RADIOACTIFS CONTENUS DANS LE SOL et principalement l'uranium, le thorium et le potassium (tableau ci-dessous) sont à l'origine d'expositions externes d'en moyenne 0,4 mSv par an, doses très variables en fonction de la nature du sol ;

- LES ELEMENTS RADIOACTIFS ABSORBES EN RESPIRANT OU EN NOUS ALIMENTANT, tels que le radon 222, gaz naturel qui est la principale source d'irradiation naturelle, issu de la désintégration de l'uranium contenu dans le sol, ou encore le potassium des aliments (tableau page suivante) dont nous fixons une partie dans notre organisme provoquent une irradiation moyenne d'environ 1,6 mSv par an.

La composante principale de la radioactivité naturelle que représente le potassium 40 revêt une importance particulière du fait des similitudes entre ce radionucléide et le césium 137. Analogues chimiques, ils possèdent également des caractéristiques radioécologiques et nucléaires voisines.

Gammes de variation et fréquences de détection (entre parenthèses) des principaux radionucléides émetteurs γ naturels dans l'environnement

(Bq.kg⁻¹ sec pour les sols, sédiments et végétaux, Bq.kg⁻¹ frais pour les poissons, crustacés et mollusques, Bq.l⁻¹ pour le lait).

Données issues du suivi radioécologique 1995 des centrales électronucléaires françaises.

	⁴⁰ K	Famille* du ²³² Th	Famille* de ²³⁸ U	²¹⁰ Pb	⁷ Be
<i>milieu terrestre</i>					
sols non cultivés	200 - 1300 (30/30)	5 - 120 (30/30)	6 - 94 (30/30)	9 - 120 (30/30)	5 - 2200 (8/30)
sols cultivés	193 - 1280 (54/54)	15 - 121 (54/54)	12 - 105 (54/54)	26 - 84 (54/54)	4,6 - 6 (2/54)
végétaux cultivés	3,6 - 3724 (77/77)	0,3 - 11,9 (23/77)	0,3 - 12,1 (18/77)	1,2 - 77 (10/77)	3,6 - 604 (22/77)
lait	48-64 (8/8)	- (0/8)	- (0/8)	- (0/8)	- (0/8)
<i>milieu aquatique continental</i>					
sédiments	91 - 1330 (69/69)	10 - 120 (69/69)	12 - 210 (67/69)	15 - 400 (69/69)	5,9 - 170 (43/69)
végétaux aquatiques	357 - 1713 (45/45)	1,3 - 105 (27/45)	1,3 - 97 (18/45)	6,6 - 56 (31/45)	8 - 197 (35/45)
poissons	73 - 158 (128/128)	0,08 - 1,3 (11/128)	0,08 - 2,6 (47/128)	0,7 - 3,2 (18/128)	2,4 (1/128)
<i>milieu marin</i>					
sédiments	41 - 630 (13/13)	3 - 25 (11/13)	4 - 60 (11/13)	8 - 100 (11/13)	3 - 160 (7/13)
algues	98 - 1870 (21/21)	0,9 - 7 (5/21)	0,4 - 25 (7/21)	2 - 19 (4/21)	5,3 - 25 (10/21)
crustacés/mollusques	59 - 140 (16/17)	0,7 - 8 (2/17)	1,7 (1/17)	4 - 5 (4/17)	4,7 - 11 (3/17)
poissons	88 - 155 (10/10)	- (0/10)	- (0/10)	- (0/10)	4,6 (1/10)

* il s'agit de l'activité de chacun des éléments de la famille, considéré comme étant à l'équilibre. Le ²¹⁰Pb se trouvant souvent en déséquilibre important (activité supérieure à celle des autres éléments), il est présenté à part.

Caractéristiques radioactives du ⁴⁰K et du ¹³⁷Cs

	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs- ^{137m} Ba
période	1,26 10 ⁹ ans	30 ans
émission β principale	max : 1312 keV (89 %)	max : 512 keV (94,6 %) 1173 keV (5,4 %)
émission γ	1461 keV (10,7 %)	662 keV (82%)

ANNEXE 5

Normes, limites et niveaux d'intervention

M. T. Tisné (OPRI)

NORMES, LIMITES, NIVEAUX D'INTERVENTION

Les normes de radioprotection constituent l'ensemble des dispositions d'un système dont l'objectif est la protection de l'homme contre les rayonnements ionisants. Ce système repose sur le respect de trois principes fondamentaux, *la justification, l'optimisation et la limitation des expositions*.

Concrètement, il est nécessaire de s'assurer que toute opération qui pourrait être associée à des expositions entraîne plus d'avantage que d'inconvénient tout en tenant compte de *considérations sanitaires* mais aussi *économiques, techniques et sociales*.

Les normes de base sanitaire et les valeurs limites qui lui sont associées traduisent l'état des connaissances scientifiques, d'où les révisions périodiques de celles-ci.

En Europe, ces normes sont élaborées selon des recommandations internationales (O.M.S., AIEA, C.I.P.R.)* par un groupe d'experts scientifiques des Etats membres (Article 31 du Traité Euratom) fixées par voie de Directive du Conseil, puis transposées dans les réglementations nationales.

Des normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants sont instituées dans la Communauté Européenne.

On entend par norme de base :

- a) les doses maximales admissibles avec une sécurité suffisante,
- b) les expositions et contaminations maximales admissibles,
- c) les principes fondamentaux de surveillance médicale des travailleurs.

Art. 30 Traité Euratom

LIMITES DERIVEES.

Outre les **limites de doses annuelles pour les travailleurs et la population, la réglementation actuelle dans les pays européens comporte des limites dérivées annuelles d'incorporation par inhalation et par ingestion (L.A.I.)**. Celles-ci sont établies pour chaque radionucléide en fonction de différents paramètres (période du radionucléide, nature et énergie des particules émises, métabolisme, forme physico-chimique...).

Ces limites sont telles que la combinaison pondérée des doses délivrées aux différents organes demeure inférieure à la dose admissible annuelle. Soit actuellement 50 mSv pour les travailleurs, 5 mSv pour la population. Selon la nouvelle directive, ces limites seront abaissées à 1 mSv pour la population et à 20 mSv en moyenne pour les travailleurs.

Ces **L.A.I** permettent le calcul de LIMITE DERIVEE OPERATIONNELLE (Limite Dérivée de Concentration dans l'Air en particulier -L D C A).

NIVEAUX DE TOLERANCE POUR L'IMPORTATION DES DENREES PROVENANT DE PAYS TIERS APRES L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL.

Après l'accident de Tchernobyl, le Conseil des Communautés Européennes a fixé par règlement dans le cadre du Traité CEE des *"Tolérances maximales provisoires de radioactivité pour les importations de produits agricoles originaires de pays tiers"*.

La radioactivité maximale cumulée de Césium 134 et Césium 137 ne doit pas dépasser :

- 370 Becquerels par kg pour le lait et les denrées alimentaires destinées aux nourrissons pendant les 6 premiers mois.
- 600 Becquerels par kg pour les autres produits.

Il était spécifié que *"le niveau applicable aux produits concentrés ou déshydratés est calculé sur la base du produit reconstitué prêt à la consommation"*.

* O.M.S. : Organisation Mondiale de la Santé
A.I.E.A. : Agence Internationale de l'Energie Atomique
C.I.P.R. : Commission Internationale de Protection Radiologique

Il est important de souligner que les Etats membres (de la U E) ne sont aucunement tenus d'imposer ces limites aux produits récoltés ou vendus sur le territoire de la Communauté, et que l'exigence d'un certificat attestant une activité inférieure à ces limites pour des produits originaires d'un autre Etat membre ne serait pas, selon la Commission Européenne, conforme aux dispositions du Traité CEE sur la libre circulation des marchandises.

Ces limites sont strictement douanières, comme l'indique sans ambiguïté le Règlement.

Ce règlement a été prorogé le 24 Avril 1997, mais progressivement de nombreux produits ont été exclus du champ d'application de ce règlement.

Les mesures prises dans les différents Etats de la Communauté Européenne se sont avérées souvent très différentes et entraînent parfois confusion et incompréhension dans l'esprit du public. Ainsi dès 1987 un Règlement, pris cette fois dans le cadre du Traité Euratom fut publié au Journal Officiel afin que "des modalités communes sauvegardant la santé de la population tout en maintenant l'unité du marché" soient prises dans l'éventualité d'un nouvel accident. (Règlement Euratom n°3954/87 du Conseil du 22/12/1987). En toute rigueur les valeurs qu'il fixe ne seraient donc opposables aux Etats qu'en cas d'accident. Elles servent néanmoins de référence.

Il faut noter des différences importantes avec le Règlement CEE concernant les suites de l'accident de Tchernobyl. Des niveaux maximaux admissibles différents sont fixés selon :

- la nature du radioélément considéré,
- le produit concerné et la destination de celui-ci (aliments pour nourrissons, adultes, bétail).

Une liste de denrées alimentaires dites de "moindre importance" a été établie. Pour celles-ci, des niveaux dix fois supérieurs sont fixés. Il s'agit de thym, aux, pâte de cacao, truffes, caviar etc.....

Les denrées alimentaires ou aliments pour bétail dont la contamination dépasserait ces niveaux ne pourraient être commercialisés ou exportés. Néanmoins, en cas d'accident, l'application "automatique" de ce règlement ne saurait excéder trois mois ; il serait ensuite relayé par des dispositions spécifiques.

NIVEAUX MAXIMAUX ADMISSIBLES POUR LES DENREES ALIMENTAIRES (Bq/kg ou Bq/l)	Aliments pour nourrissons	Produits laitiers	Autres denrées alimentaires à l'exception de celle de moindre importance	Liquides destinés à la consommation
Isotopes de strontium, notamment Sr-90	75	125	750	125
Isotopes d'iode, notamment I-131	150	500	2 000	500
Isotopes de plutonium et d'éléments transplutoniens à émission alpha, notamment Pu-239 et Am-241	1	20	80	20
Tout autre nucléide à période radioactive supérieure à 10 jours, notamment Cs-134 et Cs-137	400	1 000	1 250	1 000

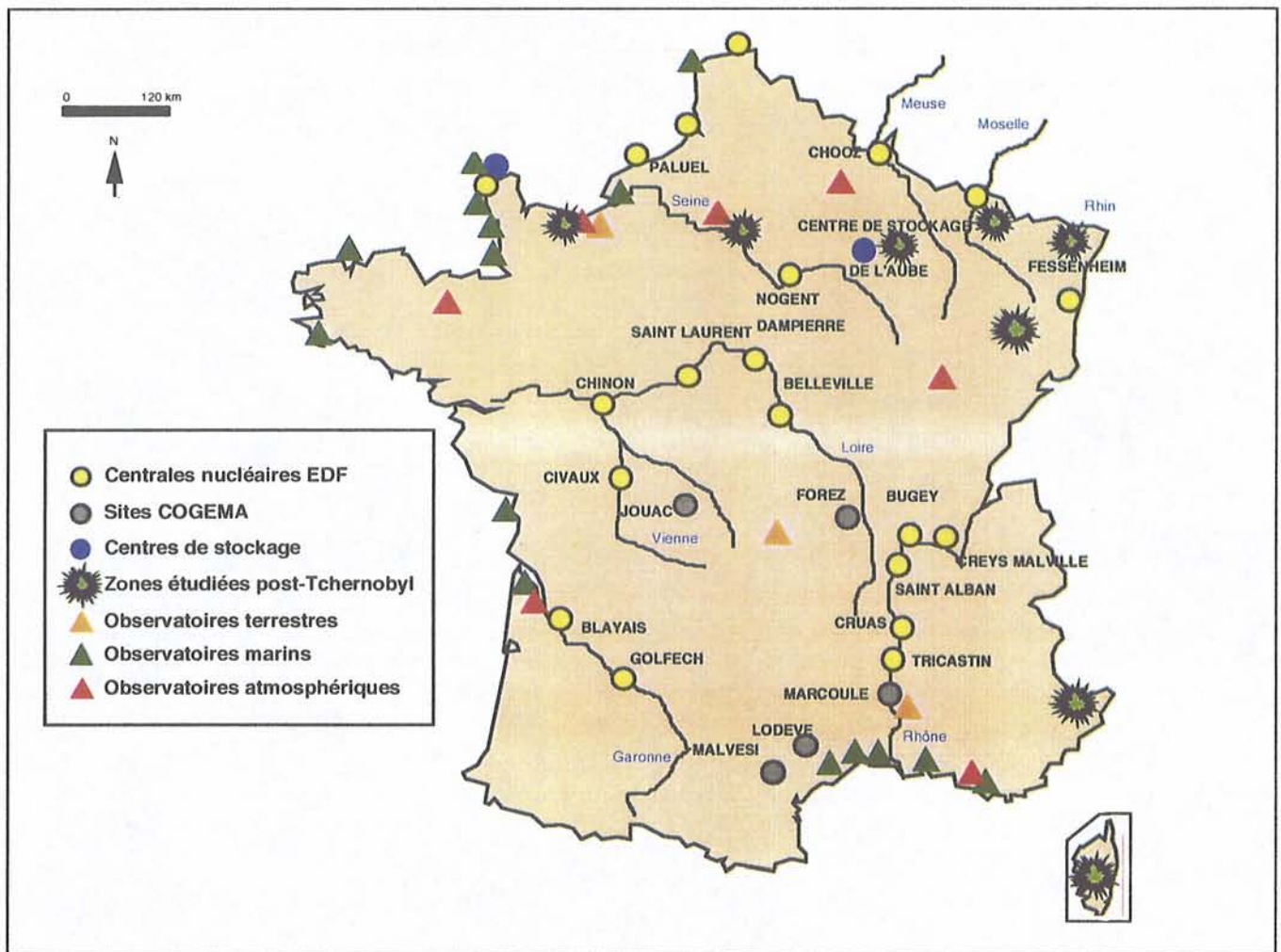
Niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive (Césium 134 et Césium 137) d'aliments pour bétail en Bq/kg : Porcs : 1250 Bq/kg ; Volailles, agneaux veaux : 2500 Bq/kg ; autres : 2500 Bq/kg.

Par ailleurs, l'O.M.S. a proposé des valeurs indicatives pour faciliter le commerce international, valeurs à partir desquelles les autorités nationales pourraient déterminer leurs propres seuils d'intervention, ce qui favoriserait l'harmonisation des critères d'intervention.

VALEURS INDICATIVES DU CODEX ALIMENTARIUS POUR LES DENREES ALIMENTAIRES COMMERCIALISEES (FA91) Bq/kg.

DENREES ALIMENTAIRE DESTINEES A LA CONSOMMATION GENERALE	
Américium-241, Plutonium-239,	10
Strontium-90,	100
Iode-131, Césium 134, Césium 137.	1 000
ALIMENTS POUR NOURRISSONS ET LAIT	
Américium-241, Plutonium-239,	1
Iode-131, Strontium-90,	100
Césium 134, Césium 137.	1 000

ETUDES EFFECTUEES A L'IPSN DEPUIS 1986



1- LES ETUDES DE SITES SOUS CONTRAT POUR EDF

- Les états radioécologiques de référence (point zéro) et la réactualisation des points zéro suite à l'accident de Tchernobyl.
- Suivi radioécologique annuel pour EDF depuis 1991
- Les études radioécologiques particulières
- Les bilans radioécologiques décennaux

2- LES ETUDES POUR COGEMA, COMURHEX, SITES DE STOCKAGE, CNR (BAS-RHONE)

- Marcoule
- Malvési
- Le centre de stockage de la Manche
- Le centre de stockage de l'Aube
- Le Bas-Rhône

3- LES TRAVAUX IPSN ET PUBLICATIONS EFFECTUES SUITE A L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

4- LES OBSERVATOIRES PERMANENTS DE LA RADIOACTIVITE DE L'ENVIRONNEMENT :

- L'observatoire atmosphérique
- L'observatoire marin
- L'observatoire terrestre

ANNEXE 6

Études effectuées à l'IPSN

- Caput C., Belot Y. - Tchernobyl accident : A preliminary study of land contamination in north of France. - Contractors meeting on the environmental transfer of radionuclides : implications of Tchernobyl on terrestrial and aquatic ecosystems, Bruxelles, 25-26 juin 1986.
- Lambrechts A., Foulquier L., Pally M. - Etude comparée de l'impact radioécologique des installations nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sur le fleuve Rhône. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, C39-C50.
- Descamps B., Baudin-Jaulent Y. - Evolution de l'impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl dans trois bassins fluviaux français. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, C68-C80.
- Maubert H., Roussel S., Lion R. - Les dépôts radioactifs consécutifs à l'accident de Tchernobyl dans le bassin du Var. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, D24-D39. Impact de l'accident de Tchernobyl sur le Sud-Est de la France, Congrès SFRP, Marseille, 23-24 juin 1988.
- Cawse P.A., Colle C. - Comparison of radionuclide deposition to soil and vegetation. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, D76-D89.
- Delmas J., Grauby A., Calmet D., Caput C., Descamps B., Guegueniat P., Maubert H., Ottavi L. - Impact et dynamique de la radioactivité provenant de Tchernobyl dans trois bassins versants. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, E2-E14. Impact de l'accident de Tchernobyl sur le Sud-Est de la France, Congrès SFRP, Marseille, 23-24 juin 1988.
- Caput C., Belot Y., Guenot J., Gauthier D. - Observations portant sur les retombées consécutives à l'accident de Tchernobyl dans la partie nord de la France. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, E24-E36.
- Foulquier L. - Evaluation de l'impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl sur des écosystèmes aquatiques en France. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, C18-C38.
- Duret F. - L'impact de Tchernobyl dans un écosystème des Alpes du Sud françaises. CEN Cadarache-France. Mémoire de 3^{ème} année présenté à l'Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires, juin 1988, 141 p.
- Picat P. *et al.* - Contrôle et étude dans le Sud-Est de la France de la radioactivité des produits agricoles et industriels après l'accident de Tchernobyl. Approches techniques et économiques. - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, E45-E71. Journée régionale de la Société des Experts Chimistes de France (Section Sud-Est), Marseille, 8 décembre 1988.
- Calmet D., Charmasson S., Gontier G., Daburon M.L. - The impact of Chernobyl fallout on *Mytilus* sp. collected from the french coast». - Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^{ème} Symposium international de radioécologie, Cadarache, 14-19 mars 1988, C18-C31.
- Descamps B. - Impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl dans le bassin du Var et dans trois fleuves de la plaine orientale en Corse. - Congrès S.F.R.P. Impact de l'accident de Tchernobyl sur le Sud-Est de la France, Marseille, 23-24 juin 1988.
- Descamps B. - Impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl dans le bassin du Var et dans trois fleuves de la plaine orientale en Corse. - Congrès S.F.R.P. Impact de l'accident de Tchernobyl sur le Sud-Est de la France, Marseille, 23-24 juin 1988.
- Grauby A. - L'Influence de l'environnement naturel sur les conséquences radiologiques d'un accident nucléaire. - In : The influence of seasonal conditions on the radiological consequences of nuclear accidents. Proceeding of an NEA Workshop, Nuclear Energy Agency, OCDE Paris, 21-23 septembre 1988.
- Foulquier L., Descamps B., Lambrechts A., Pally M. - Analyse et évolution de l'impact de l'accident de Tchernobyl sur le fleuve Rhône. - 24^{ème} Congrès de l'association internationale de Limnologie, Munich (RFA), 13-19 août 1989.

- Lambrechts A., Foulquier L., Pally M. (1989) - Méthodes d'évaluation de l'impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl sur le fleuve Rhône. - International Symposium on Environmental contamination following a major nuclear accident, Vienne (Autriche), 16-20 octobre 1989, 353-359.
- Maubert H., Duret F., Combes C., Roussel S. - Behaviour of the radionuclides deposited after the Chernobyl accident in a mountain ecosystem of the french southern alps. - Workshop on the transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, Udine (Italie), 11-15 septembre 1989.
- Guerere M., Tisse C., Pelleau Y., Picat P., Bernard J., Quinault J.M., Santoni P., Cartier Y., Feuerstein J. - Niveaux de radioactivité de la ration alimentaire d'un citoyen de la région PACA deux ans après Tchernobyl. Enseignements en terme de qualité et de sécurité des aliments. - Séminaire sur le transfert de la radioactivité au cours des transformations agroalimentaires et des préparations culinaires, Cadarache, 18-21 septembre 1989.
- Charmasson S., Chartier M. - «Suivi radiologique du littoral méditerranéen français : continent et corse». - XXXIIème Congrès Assemblée Plénière de la CIESM, Perpignan, 15-20 octobre 1990.
- Calmet D., Charmasson S., Gontier G., Meisnez A., Boudouresque C.F. - Chernobyl Radionuclides in the Mediterranean Seagrass *Posidonia Oceanica*, 1986 - 1987. - J. Environ. Radioactivity 13 - pp 157-173 - avril 1990.
- Caput C., Camus H., Belot Y. - Observations on the behaviour of radiocesium in permanent postures after the Chernobyl accident. - Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Science, 1990, 283-291.
- Foulquier L., Baudin-Jaulent Y. - The impact of the Chernobyl accident on continental aquatic ecosystems. A literature review - Seminar on comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents : Kyshtym, Windscale, Chernobyl, Luxembourg, 1-5 octobre 1990.
- Calmet D., Charmasson S., Picat P. - Le devenir des radionucléides introduits par le Rhône en mer Méditerranée. - 3^e rencontres de l'agence régionale pour l'environnement - Provence Alpes Côtes d'Azur, (09/91), pp 43-59.
- Descamps B. - Évolution de l'impact des retombées de Tchernobyl sur les poissons de rivières, de retenues artificielles et de lacs de montagnes corses. - Radioprotection, 26 (3) pp 515-535.
- Foulquier L., Descamps B., Lambrechts A., Pally M. - Analyse et évolution de l'impact de l'accident de Tchernobyl sur le fleuve Rhône. - Verh. Internat. Verein. Limnol, 24, pp 2352-2355, 1991.
- Calmet D., Charmasson S., Gontier G., Meisnez A., Boudouresque C.F., 1991. - Chernobyl radionuclides in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, 1986 - 1987. J. Environ. Radioactivity, 13, 157-173.
- Calmet D., Charmasson S., Fernandez J.M., Gontier G. - Impact des retombées de l'accident de Tchernobyl sur la distribution des radionucléides anthropogènes du bassin méditerranéen Nord-Occidental Eau de mer, sédiments et organismes marins 1985-1988 - Rapport CEA-R-5584, p. 90, 1992.
- Charmasson S., Arnaud M., Pruchon A.S., Fernandez J.M. - Suivi radioécologique du littoral Méditerranéen français - Les sédiments du prodelta rhodanien». - Rapp. Comm. int. Mer Médit. Monaco, 33 : 272, 1992.
- Seiller K., Pally M., Lambrechts A., Foulquier L. - Etat des connaissances sur la radioactivité des végétaux des principaux cours d'eau français - Impact des installations nucléaires, des retombées atmosphériques anciennes de l'accident de Tchernobyl. - Rapport CEA-R-5586, p. 80, 1992.
- Foulquier L., Baudin-Jaulent Y. - Impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl sur les écosystèmes aquatiques. - CCE Radiation - protection 58 : 392 p., 1992.
- Roussel-Debet S., Colle C., Jourd'Heuil L., Morello M., Foulquier L., Miara P., Pally M. - Mesure du plutonium dans des échantillons de sols et de sédiments prélevés en juin 1991 autour du site de la centrale de Creys-Malville. Radioprotection 1993 28 : 191-201.
- Baudin-Jaulent Y. - Bilan radioécologique aquatique de la centrale EL 4 des Monts d'Arrée. IPSN/DPEI/SERE, document SERE/94/041 (P), 21 p.

- Maubert H., Jourd'Heuil L., Métivier J.M., Baudin-Jaulent Y., Bouisset P., Lion R. (1996). Note sur les valeurs de radioactivité mesurées dans le haut bassin du Var. IPSN/DPRE - Rapport SERE 96/014 (P).
- Baudin-Jaulent Y., Robeau D., Maubert H., Calmet D., Arnaud M. (1997). - La contamination de la France onze ans après Tchernobyl (1986-1997). IPSN/DPRE - Rapport SERE 97/011 (P).
- Ledenvic P., Robeau D., Verger P. (1997). Tchernobyl, onze ans après. Rapport IPSN/97/01.
- Ledenvic P., Maubert H., Rommens C. (1997). - Mission hélicoptérée dans le département des Vosges, mesure de la contamination radioactive dans la région de Saint-Jean d'Ormont. IPSN/DPRE - Rapport 97/03 (P).

ANNEXE 7

L'Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants

**Le Ministère de l'Agriculture et le
Centre National d'Études Vétérinaires et Alimentaires**

**La Direction Générale de la Consommation de la Concurrence et de la
Répression des Fraudes**

L'Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants

L'OPRI (ex-SCPRI) réalise de nombreuses mesures dans l'environnement, soit dans le cadre de la surveillance réglementaire autour des sites nucléaires ou radioactifs de toute nature, soit dans le cadre d'une surveillance globale du territoire, dans le but de pouvoir comparer les données d'exposition résultant de la surveillance des installations nucléaires avec celles auxquelles les populations sont naturellement soumises du fait des caractéristiques radioactives des terrains qu'elles occupent. L'OPRI réalise ainsi chaque année environ 50 000 prélèvements. Leur nombre n'a pas varié fondamentalement au cours des dix dernières années.

A la suite de l'accident de Tchernobyl, le SCPRI a réalisé en outre, 5 000 prélèvements exceptionnels (tous types) entre le 29 avril et le 31 mai 1986.

Le Ministère de l'Agriculture et le Centre National d'Etudes Vétérinaires et Alimentaires

Le ministère de l'Agriculture, ses services vétérinaires et le CNEVA réalisent chaque année plusieurs milliers de mesures sur des aliments : pendant la période 1988-1992, le nombre de prélèvements réalisés sur des aliments français a dépassé 6 500 chaque année, avec un maximum de 8 752 en 1991. En dehors de cette période, le nombre des prélèvements est resté compris entre 2 500 et 5 000 (environ 3 500 en 1986). Ces prélèvements sont uniformément répartis sur tous les départements français.

Ils concernent trois classes d'aliments : les produits laitiers et les denrées alimentaires constituant l'alimentation principale des nourrissons (classe 1), les produits "témoins" d'une contamination environnementale (ou aliments bio-indicateurs) comme les champignons, le miel, le gibier...(classe 2), toutes les autres denrées alimentaires dont l'origine renvoie *a priori* à un lot homogène de production (classe 3).

La répartition actuelle des aliments dans ces différentes classes est de l'ordre de 40 % / 20 % / 40 %. Dans la période immédiatement après Tchernobyl, la proportion de produits laitiers était proche de 50 %, alors que la proportion d'aliments de la classe 2 était beaucoup plus faible.

La Direction Générale de la Consommation de la Concurrence et de la Répression des Fraudes

Depuis 1986, la DGCCRF effectue des prélèvements d'aliments destinés à l'importation ou à l'exportation. Le nombre de ces prélèvements oscille annuellement entre 1 000 et 1 500. Jusqu'en 1994, seuls 200 à 300 prélèvements en moyenne étaient analysés par la DGCCRF, les autres étaient envoyés au SCPRI. Désormais, la totalité des prélèvements est analysée par la DGCCRF.