



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

IRSN

INSTITUT DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

RAPPORT

CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES DES
RETOMBÉES DES ESSAIS ATMOSPHERIQUES
D'ARMES NUCLEAIRES SUR LE TERRITOIRE
FRANÇAIS METROPOLITAIN

CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT ET EXPOSITION
DE LA POPULATION

Pôle santé et environnement

Rapport IRSN N° 2024-00559

Nb. pages : 106

Philippe Renaud et Françoise Vray



Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français

Résumé

Les essais atmosphériques d'armes nucléaires effectués de 1945 à 1980 par les Etats-Unis, l'URSS, le Royaume-Uni, la Chine et la France, ont induit une contamination de l'environnement par des radionucléides artificiels. Cet apport de radionucléides artificiels, massif et planétaire, a été plus important dans l'hémisphère nord et plus particulièrement entre 40° et 50° de latitude nord, bande latitudinale dans laquelle se trouve la France métropolitaine. Produits dans l'air lors des explosions nucléaires, ces radionucléides se sont disséminés dans toutes les composantes de l'environnement entraînant une exposition radiologique de la population qui perdure encore aujourd'hui.

Cette exposition est une composante de l'exposome radiologique, objet du projet CORALE mené à l'IRSN (Composante radiologique de l'exposome, multi-expositions, risques de cancers et d'autres pathologies chroniques dans la cohorte Constances), en collaboration avec l'Inserm.

Dans ce cadre, la présente étude a permis de reconstituer les chroniques annuelles des doses efficaces et aux organes reçues par la population française de 1945 à 2020 consécutivement à ces essais nucléaires, en fonction de l'âge des personnes et de leurs lieux de résidence pour les trois principales voies d'exposition : l'inhalation des radionucléides dans l'air, l'exposition externe aux dépôts radioactifs et l'ingestion de denrées alimentaires contaminées.

Ces reconstitutions dosimétriques s'appuient principalement sur des résultats de mesures d'échantillons de natures diverses prélevés dans l'environnement, par le Service central de protection contre les rayonnements ionisants (SCPRI) et le Commissariat à l'énergie atomique (CEA) de 1961 à 1978, ainsi que par l'IRSN entre 2008 et 2018 (IRSN, 2022), dans le cadre de programmes de surveillance radiologique. Ainsi, près de 50 000 résultats de mesure d'activités massiques et volumiques de radionucléides dans l'air, dans des eaux de pluies, dans divers types de denrées alimentaires et jusque dans le contenu de plateaux-repas provenant de cantines d'établissements scolaires ont été exploités pour cette étude.

Les estimations de doses obtenues ont été comparées à celles faites par l'UNSCEAR pour l'hémisphère nord, lesquelles ont ensuite été utilisées pour compléter certaines chroniques dosimétriques pour la France.

Après une présentation générale des essais nucléaires et de leurs retombées radioactives, ce document fournit, de manière détaillée, tous les éléments méthodologiques qui ont permis d'estimer les doses pour chacune des voies d'expositions des personnes.

Les chroniques de doses obtenues sont ensuite commentées vis-à-vis de leurs évolutions dans le temps, des principaux radionucléides qui y contribuent, et de leurs importances relatives en fonction des organes irradiés et de l'âge des personnes exposées.

Table des matières

1. Introduction	6
2. Les essais atmosphériques d'armes nucléaires	8
2.1. Chronologie, puissance des essais et sites de tirs	8
2.2. Production et dispersion des radionucléides	10
3. Inventaires des données disponibles pour la France	14
4. Activités volumiques dans l'atmosphère	16
4.1. Activités volumiques mesurées dans l'air au Vésinet	16
4.2. Activités volumiques mesurées dans les eaux de pluie de la région parisienne	19
4.3. Reconstitution des chroniques complètes des activités dans l'air au Vésinet	21
4.3.1. Méthodologie	21
4.3.2. Etude des rapports de lessivage	22
4.3.3. Etude des rapports d'activités des différents radionucléides	22
4.3.4. Chroniques complètes reconstituées des activités dans l'air mensuelles sur la période allant de juin 1961 à juillet 1978	25
4.3.5. Chroniques des activités moyennes annuelles des radionucléides de période longue sur la période allant 1959 à 2020	26
4.3.5.1. Cas du ⁹⁰ Sr, des isotopes du plutonium et de ²⁴¹ Am	26
4.3.5.2. Cas du tritium et du carbone 14	27
5. Activités surfaciques déposées au sol	30
5.1. Estimations des dépôts mensuels secs et humides	30
5.2. Comparaison UNSCEAR vs IRSN des dépôts intégrés	32
5.3. Variabilité spatiale des activités déposées sur la France métropolitaine	34
6. Activités massiques et volumiques dans la chaîne alimentaire	38
6.1. Méthode de reconstitution des activités massiques et volumiques dans la chaîne alimentaire	38
6.2. Activités massiques dans les herbages ; élément de validation des dépôts	39
6.3. Activités massiques dans les légumes	43
6.4. Activités massiques dans les céréales	48
6.5. Activités volumiques dans le lait de vache	50
6.6. Activités massiques dans la viande de bœuf	53
6.7. Cas du tritium et du carbone 14	54
6.8. Bilan sur la contamination des denrées alimentaires	57
7. Reconstitution des doses par inhalation	59

7.1. Méthodologie de calcul des doses par inhalation pour la période allant de juin 1961 à juillet 1978	59
7.2. Doses efficaces par inhalation estimées pour un adulte sur la période 1961-1978 ; comparaison avec les estimations de l'UNSCEAR	60
7.3. Méthodologie de reconstitution des chroniques de doses efficaces par inhalation et aux organes par tranche d'âges sur la période 1945-2020	63
7.4. Doses efficaces par inhalation estimées pour la période 1945-2020	64
8. Reconstitution des doses par exposition externe aux dépôts	68
8.1. Méthodologie de calcul des doses par exposition externe aux dépôts pour la période allant de juin 1961 à juillet 1978	68
8.1.1. Généralités	68
8.1.2. Cas d'un adulte travaillant en extérieur	69
8.1.3. Cas de l'adulte sédentaire et des enfants	70
8.1.4. Réduction du débit de dose à l'intérieur de bâtiments	70
8.2. Doses efficaces externes estimées pour un travailleur en extérieur et comparaison avec les estimations de l'UNSCEAR	71
8.3. Méthodologie de reconstitution des chroniques complètes de doses efficaces externes sur la période 1945-1985	73
8.4. Commentaire des résultats de doses externes	75
8.4.1. Doses efficaces externes pour l'adulte travaillant en extérieur	75
8.4.2. Doses efficaces externes pour les enfants et l'adulte sédentaire	75
8.4.3. Effet du lieu de vie (du facteur de protection des bâtiments)	75
8.4.4. Doses équivalentes externes aux organes	77
9. Reconstitution des doses par ingestion	78
9.1. Méthodologie de calcul des doses par ingestion pour la période allant de juin 1961 à juillet 1978	78
9.2. Doses efficaces par ingestion estimées pour un adulte sur la période 1961-1978 ; comparaison avec les estimations de l'UNSCEAR	82
9.3. Méthodologie de reconstitution des chroniques de doses par ingestion efficaces et aux organes par tranche d'âges sur la période 1945-2020	83
9.4. Doses par ingestion estimées pour la période 1945-2020	85
9.5. Résultats de mesure du contenu de plateaux-repas ; élément de validation des doses par ingestion et variabilité géographique	89
10. Doses totales toutes voies d'exposition confondues	92
10.1. Variabilité suivant l'âge des personnes et contribution des voies d'exposition	92
10.2. Variabilité spatiale	93
10.3. Commentaires sur les doses aux organes	94

11.	Conclusion	96
12.	Bibliographie	98
13.	ANNEXE 1 : Étude des rapports d'activités des radionucléides à vie courte.	101
14.	ANNEXE 2 : Modèle de transfert aux denrées agricoles et d'élevage et ajustement des résultats aux données mesurées disponibles	103

1. Introduction

Les essais atmosphériques d'armes nucléaires effectués de 1945 à 1980 par les Etats-Unis, l'URSS, le Royaume-Uni, la Chine et la France, ont induit une contamination de l'environnement par des radionucléides artificiels. Cet apport de radionucléides artificiels a été massif et planétaire. Produits dans l'air lors des explosions nucléaires, ces radionucléides se sont disséminés dans toutes les composantes de l'environnement entraînant une exposition radiologique de la population qui perdure encore aujourd'hui.

Cette exposition radiologique est une composante de l'exposome qui est définie comme l'ensemble des expositions radiologiques environnementales auxquelles nous avons été soumis depuis notre naissance et qui sont susceptibles d'avoir un effet sur notre santé (Wild CP, 2005).

La cohorte « Constances » est un groupe de 220 000 personnes résidant en France qui ont accepté de participer à une étude épidémiologique visant à étudier les causes des maladies chroniques et notamment les causes potentielles d'origine environnementale (Goldberg M. et al, 2017). Cette cohorte est suivie par l'unité UMS11 de l'Inserm. La présence de substances radioactives dans notre environnement fait partie de ces causes potentielles à étudier ; c'est l'objet du projet CORALE (Composante radiologique de l'exposome, multi-expositions, risques de cancers et d'autres pathologies chroniques dans la cohorte Constances) mené par l'IRSN en collaboration avec l'Inserm, dont le but est de reconstituer les doses de rayonnements d'origines environnementales, médicales et professionnelles reçues par 80 000 participants de la cohorte Constances depuis leur naissance, puis d'estimer les risques de cancers et d'autres pathologies chroniques potentiellement liés à ces doses en prenant en compte l'influence d'autres facteurs de risque.

Dans ce cadre, l'objectif de la présente étude est d'estimer les doses de rayonnement reçues par la population française de 1945 à 2020 dues aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, en s'appuyant principalement sur des résultats de mesures. Ces résultats sont des activités massiques et volumiques de radionucléides artificiels dans des échantillons de différentes natures (air, eaux de pluies, denrées alimentaires...) mesurées par le Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants (SCPRI) et le Commissariat à l'Energie Atomique (CEA) de 1961 à 1978, ainsi que par l'IRSN entre 2008 et 2018 (IRSN, 2022) dans le cadre de programmes de surveillance radiologique de l'environnement. Pour certaines périodes durant lesquelles les données françaises manquent et notamment pour la période allant de 1945 à 1961, les estimations de doses faites par le Comité scientifique des nations unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) pour l'hémisphère nord sont adaptées aux caractéristiques des retombées sur le territoire français.

Afin de permettre une reconstitution de l'historique dosimétrique individuel, depuis leur naissance, de chacune des 80 000 personnes de la cohorte « Constances » pour lesquelles on dispose de l'historique résidentiel, les doses doivent être estimées par année, par classe d'âge et par commune. En effet, les retombées des essais nucléaires ont été très variables d'une année à l'autre, n'ont pas été homogènes sur l'ensemble du territoire et les doses reçues dépendent également de l'âge de la personne au moment de l'exposition. Ainsi, il sera possible de disposer d'une estimation des doses reçues par chacune de ces personnes au cours de sa vie dans ses lieux de résidence successifs.

Par ailleurs, outre les doses efficaces qui rendent compte de l'exposition globale des personnes à l'échelle du corps entier, la mise en relation avec l'occurrence de maladies initiées dans un organe particulier, nécessite de disposer de doses absorbées voire équivalentes aux organes. Dans un premier

temps, pour couvrir les maladies (notamment les cancers) les plus fréquents, les organes sélectionnés sont : les poumons, le colon, la prostate, les seins, la thyroïde et le cerveau.

Après une présentation générale des essais nucléaires et de leurs retombées radioactives, ce document s'attache à fournir de manière détaillée tous les éléments méthodologiques qui ont permis d'estimer les doses pour chacune des voies d'expositions des personnes : l'inhalation des radionucléides présents dans l'air, l'exposition externe aux dépôts radioactifs et l'ingestion de denrées alimentaires contaminées.

Les chroniques de doses pour chacune de ces voies d'exposition sont ensuite commentées vis-à-vis de leurs évolutions dans le temps, des principaux radionucléides qui y contribuent, de leurs importances relatives en fonction des organes et de l'âge des individus.

2. Les essais atmosphériques d'armes nucléaires

2.1. Chronologie, puissance des essais et sites de tirs

De 1945 à 1980, cinq nations ont effectué 543 essais aériens atmosphériques d'armes nucléaires (UNSCEAR, 2000).

L'essentiel de la puissance, exprimée en Mégatonne-équivalent de TriNitroToluène (Mt de TNT), a été libéré de 1954 à 1958, surtout en 1961 et 1962 (Figure 1). Entre ces deux périodes, un moratoire a été respecté par les USA, l'URSS et le Royaume-Uni du début de 1959 jusqu'à l'automne de 1961, période durant laquelle la France a effectué ses quatre premiers essais en Algérie (13 février 1960 au 25 avril 1961). A l'automne 1961, l'URSS a rompu unilatéralement le moratoire de 1959. L'année 1962 est celle de la riposte américaine. Les puissances des engins étaient extrêmement variables, de moins d'une tonne jusqu'à l'explosion soviétique record de cinquante Mt du 30 octobre 1961 en Nouvelle-Zemble (la Tsar Bomb). Le traité de non-prolifération des armes nucléaires, signé en août 1963 a marqué la fin des essais atmosphériques américains, soviétiques et anglais. Les tirs atmosphériques français et chinois qui ont continué respectivement jusqu'en 1974 (14 septembre) et 1980 (16 octobre), ne représentent que 2,3% et 4,7% de la puissance totale estimée à 440 Mt. Les deux tiers de cette puissance totale, soit 289 Mt, a été libéré en vingt-cinq explosions soviétiques et américaines supérieures à quatre Mt. Les principales caractéristiques de tous les essais nucléaires (pays et site d'essai, puissance, altitude et dispositif d'essais, répartition entre la stratosphère et la troposphère), sont fournies notamment dans l'annexe C du rapport de 2000 de l'UNSCEAR (UNSCEAR, 2000).

A partir du début des années 60, les tirs souterrains ont progressivement remplacé les explosions aériennes. Ces essais n'ont pas induit de contamination atmosphérique suffisante pour concerner la France.

Les sites des tirs aériens étaient répartis sur l'ensemble du globe, bien que la plupart des explosions ait eu lieu dans l'hémisphère nord (Figure 2). Les explosions ont été effectuées à différentes altitudes, depuis la surface du sol ou sur des barges en mer, jusqu'en haute atmosphère (rocket), en passant par des tours de quelques mètres à plus de cent mètres, des ballons situés à quelques centaines de mètres et des engins largués d'un avion.

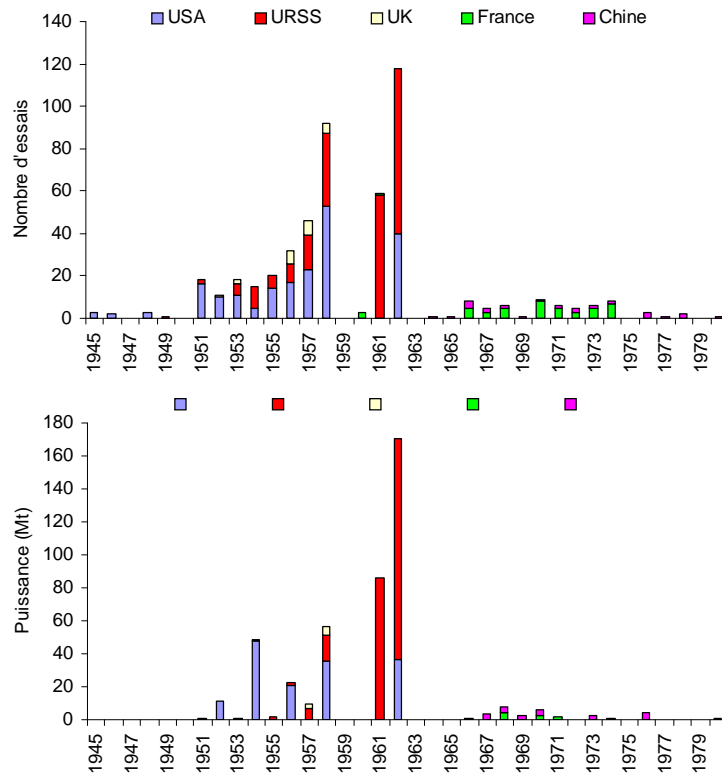


Figure 1 : Nombre d'essais atmosphériques et puissance libérée par année et par pays

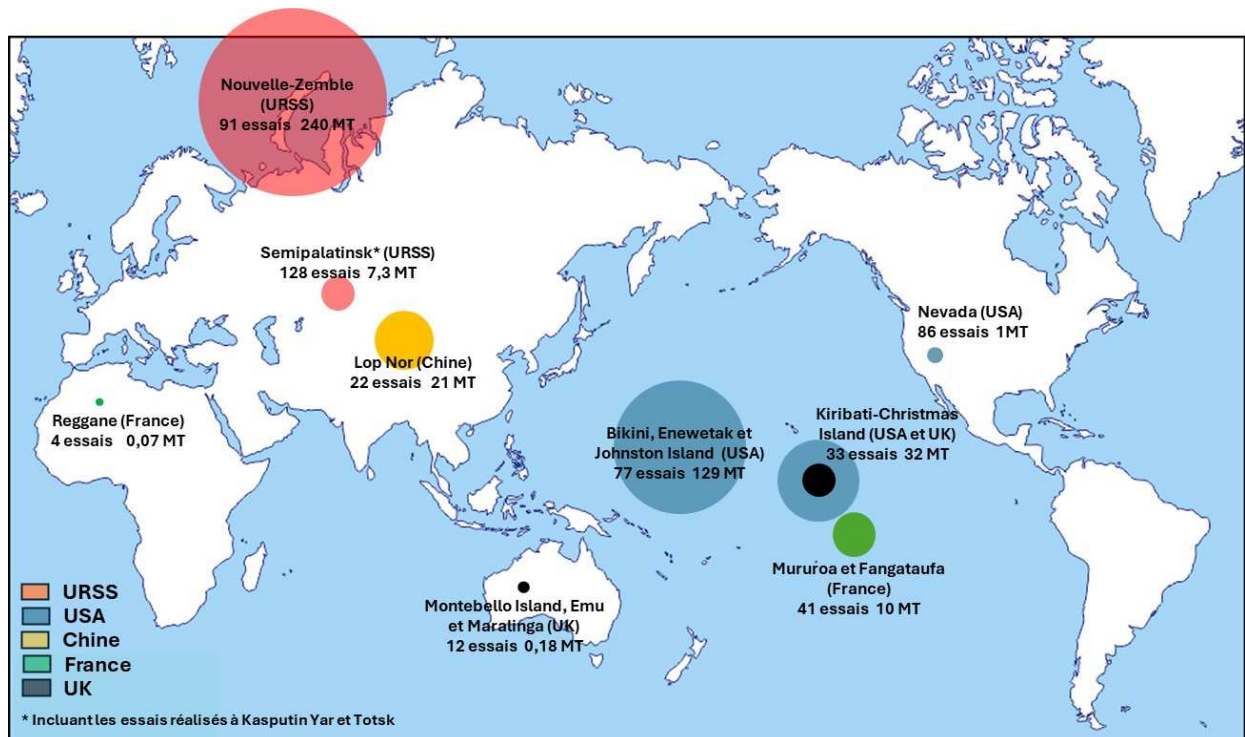


Figure 2 : Localisation des principaux sites d'essais atmosphériques d'armes nucléaires. Les tailles des disques sont proportionnelles aux puissances cumulées.

2.2. Production et dispersion des radionucléides

Une explosion nucléaire génère des dizaines de produits de fission primaires (directement issus de la cassure des noyaux d'uranium ou de plutonium) et secondaires (produits par désintégration radioactive des précédents) ainsi que des produits d'activation (lorsqu'un noyau stable devient radioactif en capturant un neutron émis par la réaction nucléaire). Parmi ces radionucléides, seuls vingt et un ont une période radioactive suffisamment longue, une abondance de production et une radiotoxicité suffisantes pour contribuer de manière significative à l'exposition des populations.

Le tableau 1 présente ces radionucléides. Certains d'entre eux se désintègrent en produisant un radionucléide de période radioactive très courte dont l'activité dans l'environnement peut être considérée comme égale (« à l'équilibre ») à celle du radionucléide « père ». Les couples correspondants sont indiqués dans le tableau, mais seule la période radioactive du « père », qui détermine l'évolution de l'activité des deux, est mentionnée. Dans ce rapport, le radionucléide sera le plus souvent représenté par son symbole assorti d'un signe « + » pour rappeler l'existence d'un « radionucléide-fils en équilibre ». Les plutoniums 239 et 240 ne sont le plus souvent pas différenciables par la méthode la plus couramment utilisée pour mesurer leurs activités dans l'environnement, à savoir la spectrométrie alpha ; c'est pourquoi c'est la somme des activités des deux isotopes qui est indiquée en utilisant le symbole $^{239+240}\text{Pu}$. Il faut par ailleurs signaler que l'américium 241 n'a pas été directement émis lors des explosions ; il résulte de la désintégration radioactive du plutonium 241. Enfin, dans le tableau 1, les radionucléides sont classés par période radioactive croissante ; ceux de période supérieure à douze ans (à partir du tritium), sont encore présents aujourd'hui dans l'environnement en quantité mesurable.

Tableau 1 – Liste de principaux radionucléides émis lors des essais atmosphériques d'armes nucléaires et ayant contribué aux expositions des populations.

Radionucléide	Symbole	Période radioactive*	Radionucléide	Symbole	Période radioactive*
Iode 131	^{131}I	8,0 jours	Antimoine-Tellure 125	$^{125}\text{Sb+}$	2,8 ans
Baryum-Lanthane 140	$^{140}\text{Ba+}$	13 jours	Tritium	^3H	≈ 12 ans
Cérium 141	^{141}Ce	33 jours	Plutonium 241	^{241}Pu	≈ 14 ans
Ruthénium-Rhodium 103	$^{103}\text{Ru+}$	39 jours	Strontium-Yttrium 90	$^{90}\text{Sr+}$	≈ 29 ans
Strontium 89	^{89}Sr	51 jours	Césium-Baryum 137	$^{137}\text{Cs+}$	≈ 30 ans
Yttrium 91	^{91}Y	59 jours	Plutonium 238	^{238}Pu	≈ 88 ans
Zirconium-Niobium 95	$^{95}\text{Zr+}$	64 jours	Américium 241**	^{241}Am	≈ 433 ans
Cérium-Praséodyme 144	$^{144}\text{Ce+}$	280 jours	Carbone 14	^{14}C	≈ 5 600 ans
Manganèse 54	^{54}Mn	310 jours	Plutonium 240	$^{239+240}\text{Pu}$	≈ 6 600 ans
Ruthénium-Rhodium 106	$^{106}\text{Ru+}$	1,0 an	Plutonium 239	$^{239+240}\text{Pu}$	≈ 24 000 ans
Fer 55	^{55}Fe	2,7 ans			

*Les périodes radioactives indiquées sont celles du premier radionucléide (« père »)

**L'américium 241 n'a pas été directement émis lors des explosions ; il résulte de la désintégration radioactive du plutonium 241

Les radionucléides émis dans l'atmosphère lors d'une explosion nucléaire se fixent à des particules en suspension dans l'air de tailles très variables, allant de moins d'un centième de micromètre (<0,01

μm) à plus de $10 \mu\text{m}$. La dispersion dans l'air de ces particules constitue alors le « panache » radioactif qui va induire trois types de retombées au sol (voir la figure 3).

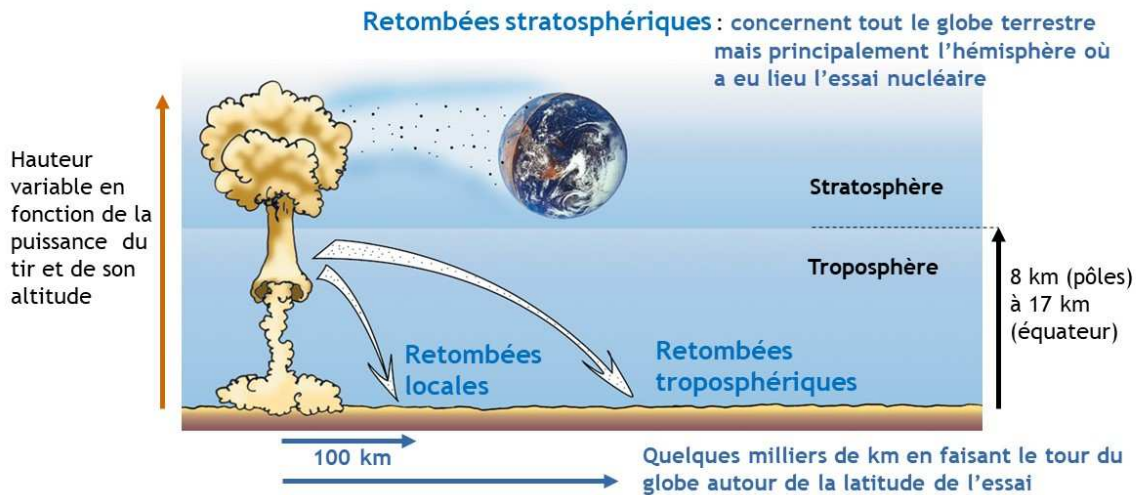


Figure 3 : Les différentes retombées des radionucléides émis lors des essais atmosphériques d'armes nucléaires

Les particules les plus grosses se déposent assez rapidement, principalement par gravité, sur une distance de l'ordre de quelques centaines de kilomètres sous les vents du lieu de l'explosion, formant les retombées locales. Suivant la hauteur et la puissance de l'explosion, le « panache » radioactif monte plus ou moins haut et se répartit entre la troposphère (couche basse de l'atmosphère comprise entre le sol et 9 à 17 km aux pôles et jusqu'à 24 km au niveau de l'équateur), et la stratosphère située au-dessus.

Au-delà de quelques centaines de mètres de hauteur, les panaches troposphériques sont emportés vers l'Est par la circulation générale des masses d'air (flux d'ouest), dans l'hémisphère nord comme dans l'hémisphère sud. Ces panaches font le tour du globe en restant principalement autour de la latitude d'émission et forment les retombées troposphériques en quelques semaines (deux à trois tours de globe). A titre d'illustration, la figure 4 présente la propagation du panache troposphérique de l'essai chinois du 16 octobre 1980, arrivé en France au bout d'une semaine, le 23 octobre. Ainsi, tous les radionucléides mentionnés dans le tableau 1, y compris ceux dont la période est la plus courte (^{131}I et $^{140}\text{Ba}^+$), sont présents dans les retombées troposphériques. Par ailleurs, la latitude à laquelle se trouve la France métropolitaine a été plus particulièrement touchée par les retombées troposphériques du fait que plusieurs sites d'essais se trouvaient à des latitudes proches (site américain du Nevada, sites soviétiques de Semipalatinsk et de Kaspoutin Iar et site d'essais chinois de Lop Nor).



Figure 4 : Progression du panache troposphérique consécutif à l'essai chinois du 16 octobre 1980

La fraction stratosphérique des panaches est redistribuée par les grands courants de circulation des masses d'air que constituent les cellules convectives polaires, de Ferrel aux latitudes moyennes et de Hadley au-dessus des tropiques (voir la figure 5). Les cellules de Hadley tendent à ramener les masses d'air depuis les faibles latitudes vers celles comprises entre 40° et 50°. De même, les cellules de Ferrel tendent aussi à alimenter les latitudes comprises en 40° et 50° par des masses d'air provenant de latitudes plus élevées. Il en résulte que la bande latitudinale où se trouve la France métropolitaine, déjà plus particulièrement touchée par les retombées troposphériques, l'a également été par les retombées stratosphériques des essais nucléaires. La figure 5 illustre ce fait par la répartition des dépôts radioactifs, effectivement plus importants dans cette bande latitudinale.

Cette redistribution des panaches stratosphériques s'est étalée sur plusieurs années. L'UNSCEAR a estimé à deux ans le temps de séjour moyen des radionucléides emportés vers la stratosphère avant de retomber au niveau du sol. Durant ce laps de temps, les éléments de période courte ont disparu. Les retombées stratosphériques ne comportent donc que des éléments de période longue et des éléments de période moyenne dont l'activité a décru.

Enfin, il faut signaler que les échanges au niveau stratosphérique sont faibles (environ 25%) entre les deux hémisphères. De ce fait, l'hémisphère sud où le nombre et la puissance des essais ont été moins importants a été beaucoup moins marqué que l'hémisphère nord par les retombées des essais nucléaires.

Il résulte de l'ensemble de ces éléments que la bande altitudinale à laquelle appartient la France métropolitaine a reçu à elle seule près de 18% des retombées totales de tous les essais nucléaires.

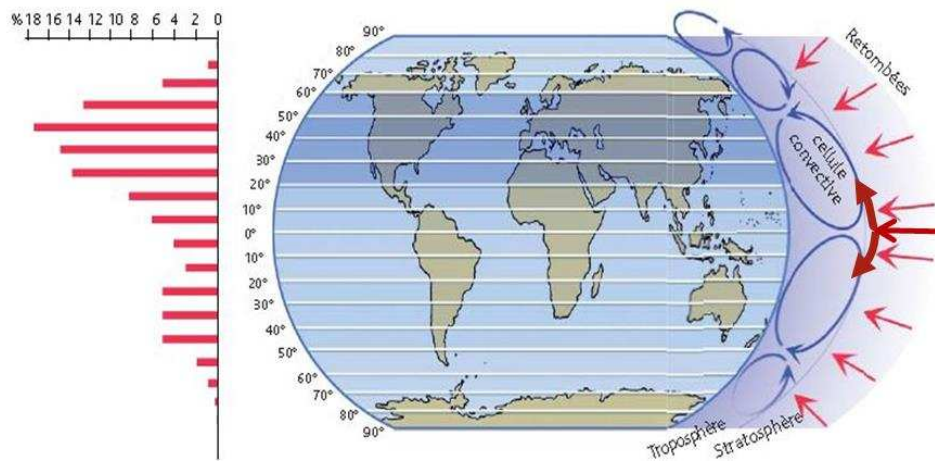


Figure 5 : Répartition des retombées stratosphériques en fonction de la latitude (établies à partir de mesures de strontium-90)

3. Inventaires des données disponibles pour la France

La surveillance radiologique de l'environnement français a été mise en place progressivement au cours des années 1960 par le Service central de protection contre les rayonnements ionisants (SCPRI), sous la tutelle du ministère de la santé publique. L'objectif était de caractériser les retombées des essais d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain et d'outre-mer (Guadeloupe, Martinique, La Réunion et Guyane), ainsi que l'influence des rejets radioactifs des premiers sites « nucléaires » de recherche et industriels français qui se sont implantés au cours de cette décennie.

La surveillance radiologique de l'environnement de la Polynésie française, notamment durant la période des essais nucléaires français, était assurée par le Commissariat à l'énergie atomique (CEA) qui réalisait aussi des analyses en métropole sur des denrées alimentaires provenant de différentes régions.

Les analyses par le SCPRI de $^{90}\text{Sr}+$ et $^{137}\text{Cs}+$ dans les eaux de pluies récoltées mensuellement et le calcul des dépôts pluvieux à partir des hauteurs de précipitations également mesurés mensuellement, ont débuté dès avril 1961 sur quatre stations (Chailly en Bière, Cléville, Vioménil, Sauveterre). Les analyses d'autres radionucléides ($^{140}\text{Ba}+$, $^{95}\text{Zr}+$, $^{103}\text{Ru}+$ et ^{131}I) dans les aérosols ont débuté en janvier 1962. Le nombre de stations de mesures ou de prélèvements d'échantillons, de types d'échantillons prélevés, de types d'analyses et de radionucléides mesurés ont progressivement augmenté tout au long des années 1960 et 1970.

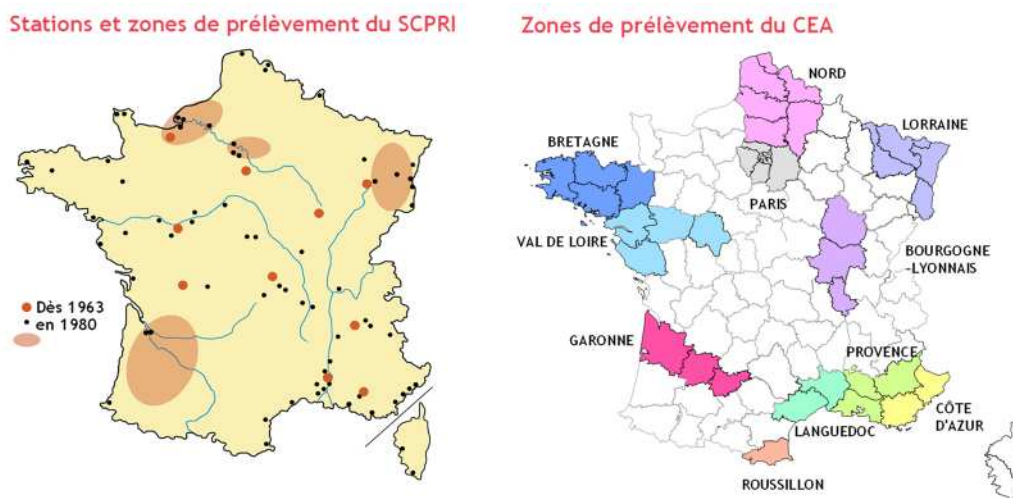


Figure 6 : Stations ou régions de provenance des résultats de mesure du SCPRI et du CEA

Les données utilisées pour la présente étude proviennent des bulletins mensuels édités par le SCPRI (1961-1980) et des bulletins trimestriels du Sous-Comité Interministériel de Protection Sanitaire (1961-1965) devenu par la suite CEA/DPS (Département de Protection Sanitaire ; 1965-1978). Ce sont principalement les résultats du SCPRI portant sur la région parisienne qui ont été exploités ainsi que certains résultats spécifiques issus d'autres stations ou régions pour l'étude de la variabilité spatiale. Le tableau II présente le nombre de données exploitées par radionucléide et nature d'échantillons environnementaux.

Si le suivi de la contamination de la chaîne alimentaire par le SCPRI et le CEA a été continu pendant toute la période étudiée, l'évolution de la contamination de l'environnement, le comportement spécifique des radionucléides vis-à-vis des produits alimentaires étudiés, de même que l'évolution des

techniques de mesure de chaque radionucléide, induisent des hétérogénéités dans les séries de données disponibles : certains maillons de la chaîne alimentaire sont particulièrement bien renseignés pour de nombreux radionucléides, tandis que seulement quelques données éparses sont disponibles pour d'autres.

Les données citées dans ce tableau sont relatives à la France entière (sauf en ce qui concerne l'air et l'eau de pluie, compartiments pour lesquels le nombre de données, très important, a été limité à la seule Région parisienne). Ces disparités imposent de ne pas approcher la variabilité spatiale de façon systématique ; elle sera étudiée lorsque les résultats de mesure le permettent. La variabilité régionale des dépôts servira alors de référence.

Il convient de mentionner les limites des certains jeux de résultats de mesure notamment les imprécisions sur les dates de prélèvement pour les données du CEA/DPS (seul le mois est connu) et les lieux de prélèvement (seule la région est identifiée). Ces imprécisions contribueront à une part de variabilité inexplicables des activités massiques et volumiques mesurées. Par ailleurs, les activités massiques de l'herbe rapportées au poids de cendres et les rapports de poids frais / cendres ne sont pas toujours connus pour les données du SCPRI. La valeur moyenne de ce rapport a été estimée à 45.

Tableau II : Nombre de résultats de mesures relatifs au territoire français disponibles pour l'étude de la contamination de la chaîne alimentaire entre 1961 et 1978.

	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs+	⁹⁵ Zr+	¹⁰³ Ru+	¹⁴⁴ Ce+	¹³¹ I	¹⁰⁶ Ru+	¹⁴¹ Ce	⁸⁹ Sr	¹⁴⁰ Ba+	⁵⁴ Mn
Air et eau de pluie	1 440	1 080	840	600	200	60	380	75		140	35
Herbe	2 460	1 890	2 030	605	570	150	120	250	285	175	
Céréales	310	320									
Légumes feuilles	3 050	1 980	430	90	230		130	130			
Légumes racines	1 255	520	30	6	20		9	9			
Lég. fruits + fruits	430	520	55	20	40		5	30	15		
Lait	11 000	9 000				810			70	9	
Viande		310									
Plateaux-repas	820	735									
Total	20 765	16 355	3 385	1 321	1 060	1 020	644	494	370	324	35

Les données provenant majoritairement du SCPRI figurent en grisé ; les autres proviennent essentiellement du DPS.

A ces données relatives aux années 1961-1978, s'ajoutent les résultats des mesures de radionucléides de période longue (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu et ²⁴¹Am) sur des filtres d'aérosols atmosphériques effectuées par l'IRSN (IPSN avant 2004) et par le Physikalisch-Technische Bundesanstalt (H. Vershofen). Par ailleurs, de 1950 à 2020, des chroniques de teneurs de ³H dans les eaux de pluie et de ¹⁴C dans des végétaux, issues de la littérature internationale ainsi que des mesures effectuées par l'IRSN, ont été exploitées dans cette étude pour reconstituer les activités massiques et volumiques de ces deux radionucléides dans l'air et dans les denrées alimentaires.

Enfin, pour la période 2008-2018, cette étude s'appuie également sur les estimations de doses basées sur des résultats de mesures de différentes natures acquis par l'IRSN durant cette décennie (IRSN, 2022).

4. Activités volumiques dans l'atmosphère

4.1. Activités volumiques mesurées dans l'air au Vésinet

La figure 7 présente les activités volumiques mensuelles de huit radionucléides de période supérieure à un mois, mesurées dans les aérosols atmosphériques par le SCPRI entre juin 1961 et décembre 1980. Avant 1961, le dispositif de surveillance du SCPRI n'était pas encore complètement opérationnel et après 1980, les niveaux d'activités dans l'air étaient trop faibles pour être mesurés par ce dispositif (inférieurs aux seuils de décision¹). Les activités volumiques de ²³⁹⁺²⁴⁰Pu mesurées en Allemagne entre 1969 et 1973 (Wershofen) qui peuvent être considérées comme représentatives des activités de ces deux radionucléides en France, sont également présentées.

Pour six de ces radionucléides, la complétude des chroniques est satisfaisante, voire très satisfaisante : on dispose ainsi de résultats de mesure pour 25% des 238 mois de la période allant de juin 1961 à décembre 1980 pour ¹⁴⁴Ce+, 40% à 50% des mois pour ¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru et ¹³⁷Cs, et 70% pour ⁹⁵Zr+ et ⁹⁰Sr+. Pour ¹³⁷Cs+ et ⁹⁰Sr+, l'absence de données porte principalement sur la période allant de janvier 1961 à mars 1964, durant laquelle la surveillance se mettait encore en place. Pour les ruthéniums et ⁹⁵Zr+, les manques concernent les périodes situées entre les essais chinois durant lesquelles leurs activités dans l'air étaient trop faibles pour être mesurées. Enfin, dans le cas du ¹⁴⁴Ce+, l'absence de données porte principalement sur une longue période allant de 1965 à 1974 où il n'était vraisemblablement pas mesuré.

Le graphique de la figure 7 montre que c'est entre fin 1961 et 1963 que les retombées sur la métropole des essais atmosphériques d'armes nucléaires ont été les plus importantes du fait des nombreux essais effectués par l'Union soviétique et les Etats-Unis² dans l'hémisphère nord. Ces activités volumiques élevées faisaient suite à des activités beaucoup plus faibles durant la période du moratoire de 1958 à 1961, antérieures à la mise en place du dispositif de surveillance du SCPRI. Après le traité d'interdiction des essais nucléaires de juin 1963 dont l'application a été effective en octobre, l'atmosphère s'est assez rapidement épurée du fait de la décroissance radioactive, de la dispersion et du dépôt au sol des aérosols. A partir de 1964, la figure 7 montre des pics d'un à deux ordres de grandeur inférieurs aux niveaux atteints en 1961-1963. Pour ces radionucléides de périodes allant d'un mois à trente ans, ces pics saisonniers qui couvrent les périodes estivales (de mai à octobre), correspondent à des incursions dans la troposphère de la contamination stratosphérique due aux essais chinois³. On note la simultanéité de ces pics pour tous les radionucléides y compris le ²³⁹⁺²⁴⁰Pu mesurés dans l'air en Allemagne. Pour ces radionucléides de période supérieure à un mois, les apports stratosphériques saisonniers masquaient les bouffées troposphériques très brèves (moins d'un mois) consécutives à chacun des essais nucléaires chinois et qui seront présentées ci-après au travers des activités de radionucléides de périodes plus courtes comme ¹³¹I et ¹⁴⁰Ba+.

¹ Le seuil de décision (SD) est l'activité la plus faible qui puisse être quantifiée dans un échantillon. Si l'activité de l'échantillon est plus faible, le métrologue déclare qu'elle est inférieure à cette valeur (<SD). Le seuil de décision dépend des performances des moyens métrologiques utilisés.

² Les essais nucléaires français au Sahara, de très faible puissance et à plus faible latitude ont probablement très peu contribué aux activités volumiques mesurées en métropole.

³ Ces incursions stratosphériques sont bien connues pour le ⁷Be et ont été observées pour ¹³⁷Cs jusque dans les années 90

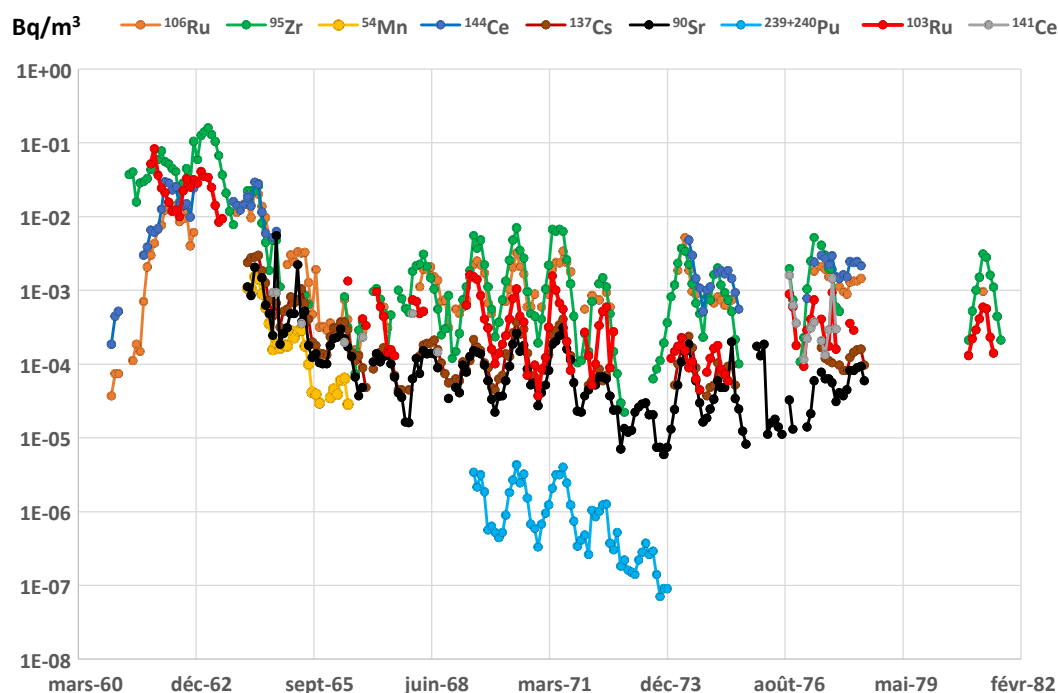


Figure 7 : Chroniques des activités volumiques mensuelles des neuf principaux radionucléides de période supérieure à un mois, mesurées dans l'air au Vésinet (région parisienne) et en Allemagne (pour $^{239+240}\text{Pu}$) entre 1961 et 1980 (Bq/m³)

Outre les radionucléides précédents, ^{54}Mn , ^{131}I , $^{140}\text{Ba}+$ et ^{141}Ce ont également été mesurés épisodiquement (^{54}Mn et ^{141}Ce) voire très ponctuellement dans l'air en France (^{131}I et $^{140}\text{Ba}+$).

Entre 1964 et 1978, les activités volumiques de ^{131}I et $^{140}\text{Ba}+$, de courte période (huit et treize jours respectivement), n'étaient mesurables que dans le mois suivant certains des essais chinois dont les dates sont indiquées sur la figure 8, lorsque la bouffée de contamination troposphérique parvenait en France entre dix à vingt jours après l'explosion (ronds orange et bleus de la figure 8). Ainsi, onze des vingt-deux essais atmosphériques chinois réalisés entre octobre 1964 et mars 1978 ont conduit à une bouffée de ^{131}I et/ou de $^{140}\text{Ba}+$ mesurée dans l'air en France. Contrairement aux radionucléides présentés sur la figure 7, les périodes radioactives de ces deux radionucléides sont trop courtes pour qu'ils se soient accumulés dans la stratosphère et aient donné lieu à des incursions stratosphériques.

Entre le 1^{er} septembre et le 4 novembre 1961, l'union soviétique a réalisé vingt-huit essais nucléaires sur le site de Semipalatinsk⁴ dans l'actuel Kazakhstan et quatre sur le site de Kasputin Iar en Russie (à l'est de Volgograd). Comme le site chinois de Lop Nor, ces deux sites d'essais se trouvent à des latitudes proches de celles de la France. Les activités de ^{131}I et le $^{140}\text{Ba}+$ libérées lors des explosions ont conduit à des activités volumiques mesurées en France durant ces trois mois qui ont dépassé 0,01 Bq/m³ pour atteindre 0,15 Bq/m³ de ^{131}I en novembre 1961. Entre août et novembre 1962, l'URSS a effectué quarante et un essais sur ce même site de Semipalatinsk auxquels s'ajoutent quatre essais

⁴ Les 62 essais nucléaires effectués par l'URSS sur le site de Nouvelle-Zemble en 1961 et 1962 ont vraisemblablement très peu contribué aux activités mesurées en France en raison de la latitude élevée du site. Il en est de même des 36 explosions effectuées par les USA dans le Pacifique à des latitudes tropicales et équatoriales.

menés par les USA sur le Nevada Test Site, induisant des activités volumiques dans l'air en France du même ordre de grandeur.

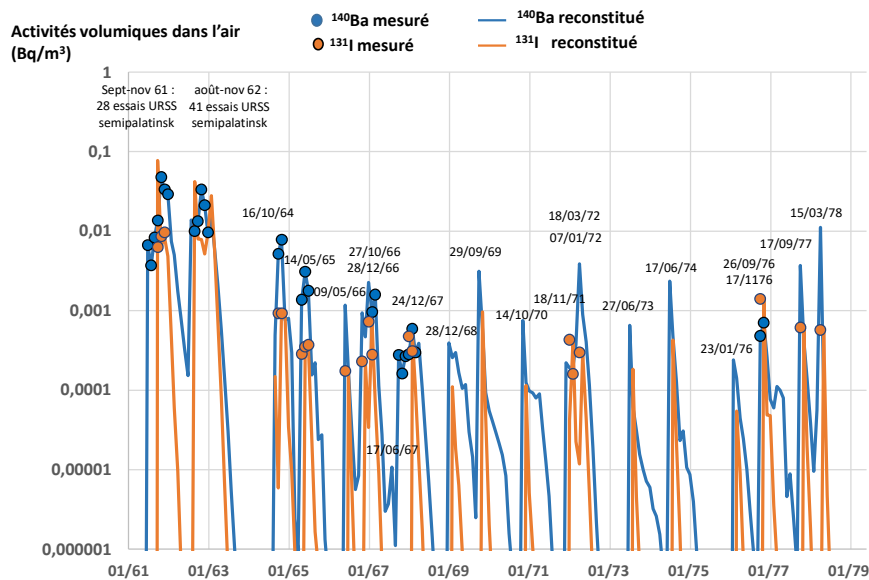


Figure 8 : Activités volumiques de ^{131}I et ^{140}Ba + mesurées mensuellement dans l'air au Vésinet (ronds) et reconstituées à partir de mesures de ^{95}Zr + et prise en compte de la décroissance radioactive (Bq/m^3).

En dehors du passage de ces bouffées, les activités volumiques de ^{131}I et ^{140}Ba + étaient presque toujours en-dessous des seuils de décision⁵ ; elles ont été reconstituées à partir des activités de ^{95}Zr + en prenant en compte la décroissance radioactive depuis la date de l'essai (voir annexe I). Nous verrons par la suite que certaines bouffées de ^{131}I non décelées dans l'air l'ont été dans d'autres composantes de l'environnement comme les eaux de pluie, les herbages ou les thyroïdes⁶ de bovin.

Dans son rapport de 2000, l'UNSCEAR ne fournit que les activités volumiques de ^{90}Sr + dans l'air (mesurées et calculées). Le graphique de gauche de la figure 9 montre la remarquable correspondance entre les moyennes annuelles mesurées dans les latitudes moyennes de l'hémisphère nord reportées par l'UNSCEAR, et les moyennes annuelles des mesures mensuelles effectuées par le SCPRI au Vésinet entre 1961 et 1977. Cette correspondance s'explique par le fait que la France se trouve entre 40° et 50° de latitude nord, donc dans la gamme des latitudes moyennes de l'hémisphère nord et que les retombées totales (stratosphériques et troposphériques) ont été homogènes sur cette gamme de latitude (aucune différence liée à la longitude n'a été reportée dans la bibliographie concernant les retombées stratosphériques).

Afin de disposer de valeurs pour les années antérieures à 1957, l'UNSCEAR propose des valeurs d'activités volumiques calculées à partir d'un modèle. Le graphique de droite de la figure 9 permet de comparer les activités volumiques moyennes annuelles mesurées et calculées par l'UNSCEAR.

⁵ Le seuil de décision (SD) est l'activité la plus faible qui puisse être quantifiée dans un échantillon. En dessous de cette valeur le métrologue déclare que l'activité est inférieure à cette valeur (<SD). Le seuil de décision dépend des performances des moyens métrologiques utilisés.

⁶ La glande thyroïde concentre l'iode incorporé dans l'organisme. Des analyses de ^{131}I dans des thyroïdes de bovins étaient régulièrement faites par le SCPRI à défaut de résultats de mesure dans le lait de vache dont la concentration en ^{131}I était le plus souvent trop faible pour être mesurée.

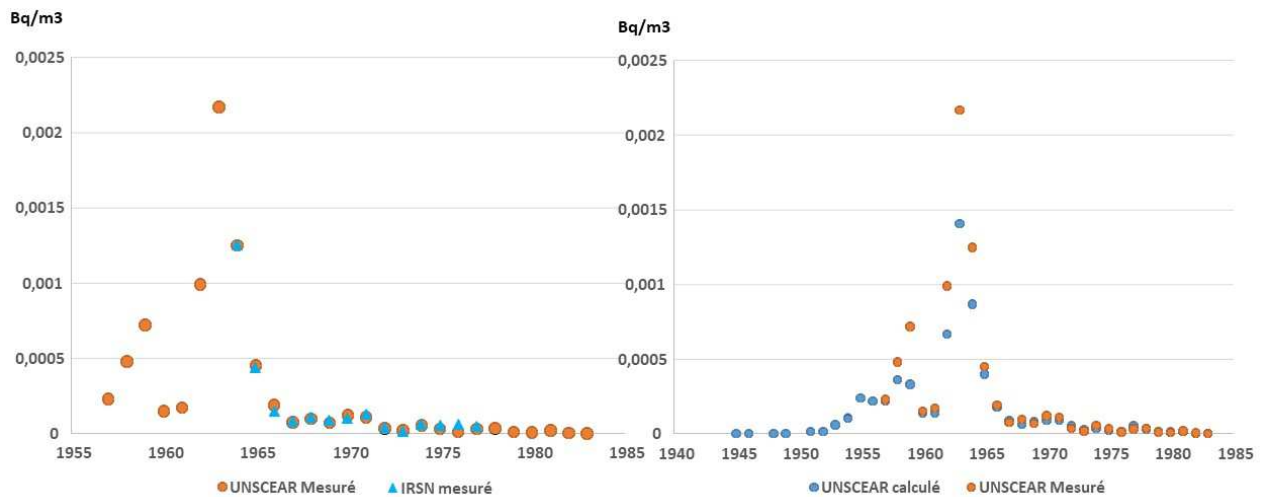
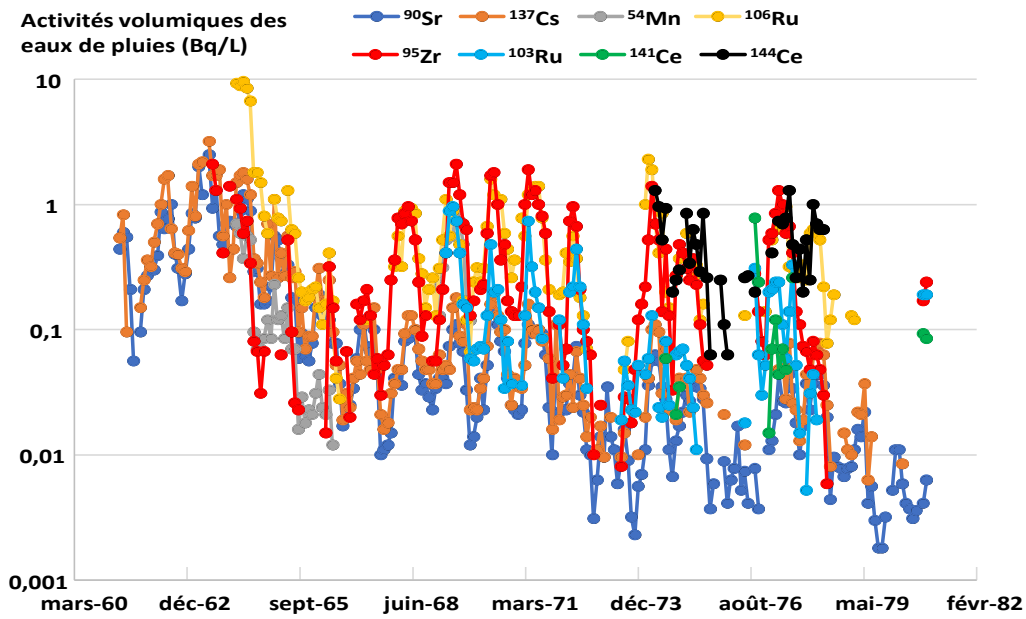


Figure 9 : Comparaison entre les activités volumiques de $^{90}\text{Sr}+$ mesurées dans les latitudes moyennes de l'hémisphère nord et reportées par l'UNSCEAR (UNSCEAR 2000) et celles mesurées au Vésinet (Graphique de gauche en Bq/m^3) ; comparaison entre les activités volumiques de $^{90}\text{Sr}+$ calculées et mesurées par l'UNSCEAR (graphique de droite en Bq/m^3).

4.2. Activités volumiques mesurées dans les eaux de pluie de la région parisienne

La figure 10 présente les activités volumiques de huit radionucléides de période supérieure à un mois, mesurées dans les eaux de pluie recueillies à Fontenay-aux-Roses puis au Vésinet par le SCPRI. Elle montre des évolutions similaires à celles des activités volumiques dans l'air dont elles sont issues (voir la figure 7 du paragraphe 4.1). On y retrouve notamment les activités les plus élevées durant les années 1961 à 1963, puis les pics liés aux incursions de la contamination stratosphérique dans la troposphère. La complétude des chroniques est meilleure que celle de l'air avec 50 à 60% des mois de la période pour $^{106}\text{Ru}+$ et $^{95}\text{Zr}+$, près de 80% pour $^{137}\text{Cs}+$ et jusqu'à 95% pour $^{90}\text{Sr}+$. Ces chroniques permettront donc de compléter celles de l'air à partir de l'étude des coefficients de lessivage (paragraphe 4.3.2).

On ne dispose malheureusement pas de résultats de mesure de ^{131}I dans les eaux de pluie. Mais les mesures de $^{140}\text{Ba}+$ dont les niveaux d'activités mesurées dans l'air et les périodes radioactives sont proches, permettront de les reconstituer. Comme c'était le cas dans l'air, les activités de ^{140}Ba dans les eaux de pluie n'étaient mesurables que durant les mois postérieurs à certains des essais nucléaires chinois. La figure 11 présente ces activités volumiques ainsi que les dates des essais chinois correspondant. On note que la contamination atmosphérique de trois essais chinois qui n'avaient pas été décelés dans l'air, l'a été dans les eaux de pluie (essais d'octobre 1970, de juin 1974 et d'octobre 1980).



Haut figure 10 : « Activités volumiques des eaux de pluie »

Figure 10 : Chroniques des activités volumiques des huit principaux radionucléides de période supérieure à un mois mesurées dans les eaux de pluie recueillies à Fontenay-aux-Roses et au Vésinet entre 1961 et 1980 (Bq/L)

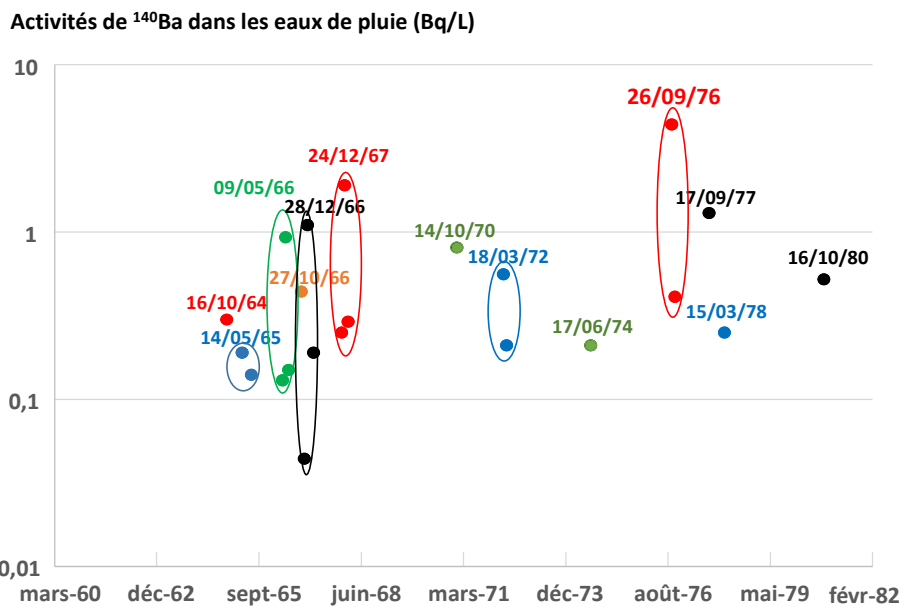


Figure 11 : Activités volumiques de $^{140}\text{Ba}+$ mesurées par le SCPRI dans les eaux de pluie recueillies à Fontenay-aux-Roses et au Vésinet entre 1961 et 1980 (Bq/L) et dates des essais nucléaires chinois correspondants

4.3. Reconstitution des chroniques complètes des activités dans l'air au Vésinet

4.3.1. Méthodologie

Les activités volumiques dans l'air sont à l'origine des activités massiques et volumiques de toutes les autres composantes de l'environnement : les eaux de pluie, les activités déposées au niveau du sol qui ont entraîné la contamination de tous les organismes vivants et des denrées alimentaires. La reconstitution la plus complète possible des chroniques des activités dans l'air est donc déterminante pour toutes les évaluations des activités environnementales et des expositions des populations qu'elles ont induites.

Les chroniques des activités mesurées dans l'air présentées sur la figure 7 ont été tout d'abord complétées à partir des activités mesurées dans les eaux de pluie au moyen de l'étude de la relation entre les activités mesurées dans ces deux milieux : l'étude du rapport de lessivage exprimé en Bq/L d'eau de pluie par Bq/m³ d'air.

L'étude des rapports d'activités entre les différents radionucléides mesurés a ensuite permis de combler les lacunes restantes.

Enfin, des chroniques de radionucléides d'intérêt non mesurés en France ont été reconstituées à partir des rapports d'activités issus de l'UNSCEAR ; il s'agit des chroniques de ⁸⁹Sr, ⁹¹Y, ¹²⁵Sb+, ²⁴¹Am et des isotopes du plutonium.

Cette reconstitution des activités volumiques dans l'air couvre la période allant de mai 1961 à juillet 1978. Les activités dans l'air ont ensuite diminué par décroissance radioactive et par dépôt au sol des particules. Pratiquement, au-delà de 1985 ne subsistent dans l'air que les radionucléides de période suffisamment longue : ⁹⁰Sr+, ¹³⁷Cs+, ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu et ²⁴¹Am. Les activités volumiques dans l'air de ces radionucléides ont été mesurées sur différentes périodes en France et en Allemagne depuis 1959. L'utilisation de rapports d'activités isotopiques et la prise en compte des périodes de décroissance (ou de croissance dans le cas de ²⁴¹Am) radioactives, permettent de reconstituer les chroniques complètes des moyennes annuelles de leurs activités volumiques dans l'air de 1959 à 2020.

Enfin, le tritium et le carbone 14 font l'objet d'un suivi à l'échelle planétaire qui permet de disposer de chroniques complètes de leurs activités dans l'air depuis 1950 jusqu'à aujourd'hui.

4.3.2. Etude des rapports de lessivage

Les mesures effectuées par le SCPRI permettent de calculer un rapport de lessivage exprimé en Bq/L d'eau de pluie par Bq/m³ d'air. Ce rapport représente le chargement global⁷ des gouttes d'eau en aérosol radioactif. Les valeurs moyennes de ce rapport sont assez proches pour les neuf radionucléides étudiés allant de 353±271 m³/L à 609±298 m³/L (tableau III). La valeur moyenne de ce rapport, tous radionucléides confondus, issue des 595 valeurs calculées est de 502±243 m³/L. Ce résultat confirme l'hypothèse habituellement faite dans les modèles, que les processus concernés sont principalement physiques (liés à l'intensité de la pluie, la taille des gouttes, la tailles des aérosols et la durée de la pluie) et indépendants de la nature et de la chimie du radionucléide fixé sur l'aérosol. Cette valeur est en bon accord avec l'estimation de De Bortoli (1974), obtenue à partir de données similaires en Italie de 1963 à 1971 : une moyenne de 690 m³/L dans une gamme allant de 120 à 760 m³/L, ou celle évaluée pour des isotopes stables de polluants atmosphériques⁸ : de 170 à 900 m³/L pour Cd et Pb (Peckar 1996) et de 200 à 700 m³/L pour Cu, Ni, Co, Al (Chester et al. 1997). Compte tenu des précipitations annuelles au Vésinet, cette valeur de 500±243 correspond à un coefficient de lessivage de 10⁻⁴ s⁻¹, en bon accord avec les valeurs retenues habituellement dans les modèles de transfert atmosphériques (Renaud, 2021).

C'est cette valeur moyenne de 502 m³/L qui a été utilisée pour reconstituer les activités volumiques manquantes dans l'air à partir de celles mesurées dans les eaux de pluie.

Tableau III : Indicateurs statistiques des valeurs du rapports de lessivage

	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁵⁴ Mn	¹⁰⁶ Ru	⁹⁵ Zr	¹⁴⁰ Ba	¹⁰³ Ru	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce
Moyenne	609	556	541	448	353	452	520	369	289
Ecart-type	298	291	248	246	271	385	433	247	122
Min	29	147	165	100	30	38	56	119	89
Max	2342	2226	1316	1486	2304	938	2162	889	528
Nombre	160	116	27	90	110	7	63	8	14

4.3.3. Etude des rapports d'activités des différents radionucléides

Pour les radionucléides autres que ⁹⁰Sr, le rapport de l'UNSCEAR de 2000 ne fournit pas de valeurs d'activités volumiques dans l'air, mais seulement les activités totales déposées (PBq) sur l'ensemble de l'hémisphère nord. Ces valeurs permettent cependant de calculer des rapports d'activités entre les différents radionucléides.

L'étude de ces rapports d'activités répond à deux objectifs. Il s'agit d'une part de comparer les rapports d'activités calculés à partir des activités volumiques mesurées par le SCPRI à ceux déduits des activités totales déposées fournies par l'UNSCEAR ; d'autre part, les rapports d'activités permettent de reconstituer les chroniques complètes des activités volumiques dans l'air des principaux radionucléides à l'origine des expositions de la population aux retombées des essais d'armes nucléaires.

⁷ Deux processus contribuent à ce chargement : l'inclusion des particules lors de la formation de la goutte d'une part (rainout), le lessivage de l'air lors de la chute de la goutte d'autre part (washout)

⁸ Dans ce cas il s'agit de ng/L par ng/m³.

La figure 12 permet de comparer les rapports d'activités moyens annuels $^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}+$, $^{137}\text{Cs}+^{106}\text{Ru}+$, $^{137}\text{Cs}+^{144}\text{Ce}+$ et $^{95}\text{Zr}+^{103}\text{Ru}+$ issus de l'UNSCEAR et ceux calculés à partir des résultats de mesures en France. La figure 13 présente les rapports d'activités annuels $^{95}\text{Zr}+^{131}\text{I}$, $^{95}\text{Zr}+^{140}\text{Ba}+$ et $^{131}\text{I}+^{140}\text{Ba}+$ issus de l'UNSCEAR.

Pour l'UNSCEAR comme pour l'IRSN, le rapport $^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}+$ est le moins fluctuant (figure 12) avec une valeur moyenne sur l'ensemble de la période quasi-identique de 1,5 (tableau IV). Ceci s'explique par des périodes radioactives très proches et des contributions relatives similaires pour les deux radionucléides entre les retombées stratosphériques et troposphériques. Les rapports $^{137}\text{Cs}+^{106}\text{Ru}+$ et $^{137}\text{Cs}+^{144}\text{Ce}+$ sont plus variables notamment du fait des différences de périodes radioactives (de l'ordre d'un an pour ^{106}Ru et ^{144}Ce contre trente ans pour $^{137}\text{Cs}+$) : en raison de sa période plus longue, $^{137}\text{Cs}+$ s'accumule dans l'atmosphère (notamment dans la stratosphère) faisant augmenter progressivement les rapports d'activités au fil des années. Après 1963, les injections de $^{106}\text{Ru}+$ et $^{144}\text{Ce}+$ dans l'atmosphère deviennent plus ponctuelles, ce qui induit des rapports d'activités $^{137}\text{Cs}+^{106}\text{Ru}+$ et $^{137}\text{Cs}+^{144}\text{Ce}+$ plus fluctuants, au-dessus d'une ligne de base qui se situe autour de 0,1 pour $^{137}\text{Cs}+^{106}\text{Ru}+$ et 0,05 pour $^{137}\text{Cs}+^{144}\text{Ce}+$. La différence des périodes radioactives entre $^{95}\text{Zr}+$ (64 jours) et $^{103}\text{Ru}+$ (39 jours) explique de la même manière l'évolution des rapports d'activités annuels entre ces deux radionucléides.

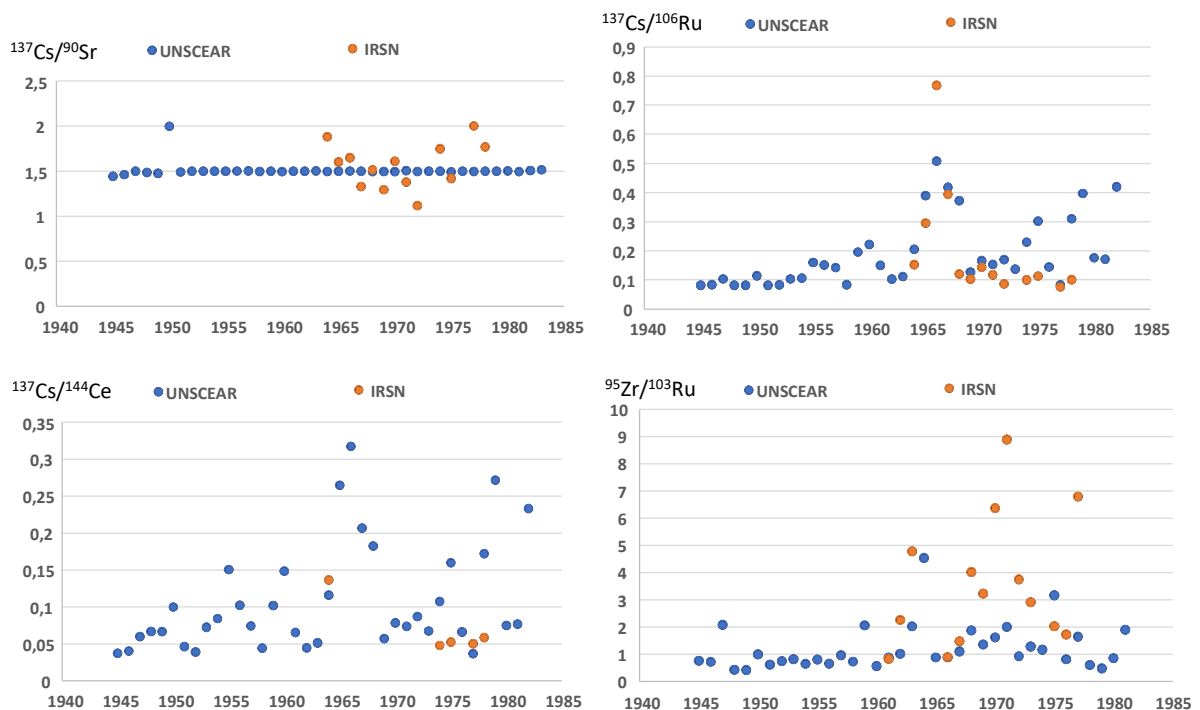


Figure 12 : Evolutions comparées des rapports d'activités $^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}+$, $^{137}\text{Cs}+^{106}\text{Ru}+$, $^{137}\text{Cs}+^{144}\text{Ce}+$ et $^{95}\text{Zr}+^{103}\text{Ru}+$ issus de l'UNSCEAR et calculés par l'IRSN sur la base des mesures faites en France par le SCPRI

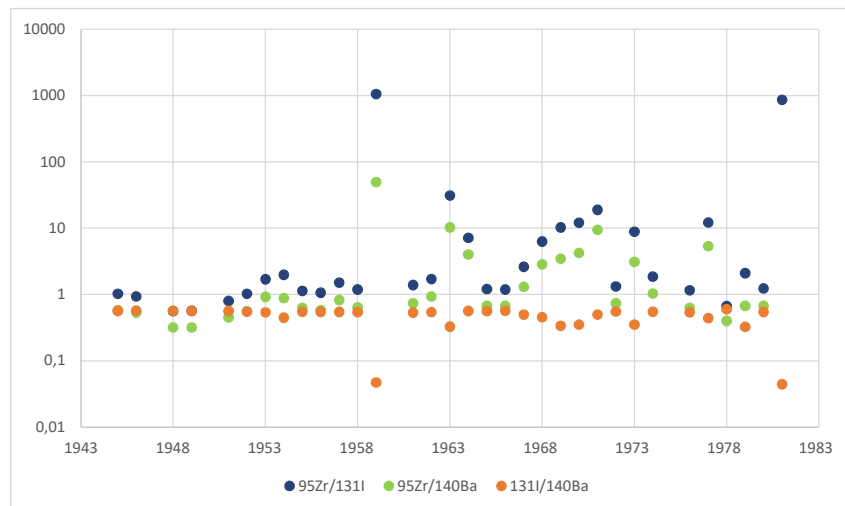


Figure 13 : Evolutions des rapports d'activités $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{131}\text{I}$, $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{140}\text{Ba}+$ et $\text{}^{131}\text{I}/\text{}^{140}\text{Ba}+$ issus de l'UNSCEAR

La figure 13 basée sur les données de l'UNSCEAR montre que les différences de périodes radioactives expliquent aussi les variations des rapports d'activités $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{131}\text{I}$, $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{140}\text{Ba}+$. Jusqu'à 1958, ces rapports d'activités se situent autour d'un pour $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{131}\text{I}$ et 0,5 pour $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{140}\text{Ba}+$. En 1959, en raison, d'une part de l'absence d'essai nucléaire et donc d'injection de ^{131}I et ^{140}Ba , d'autre part de la rémanence dans l'air du $^{95}\text{Zr}+$ issus des explosions de 1958, les rapports d'activités $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{131}\text{I}$ et $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{140}\text{Ba}+$ sont très élevés (jusqu'à mille pour le rapport $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{131}\text{I}$) alors que le rapport $\text{}^{131}\text{I}/\text{}^{140}\text{Ba}+$ est inversement très faible. En 1961 et 1962, les nombreuses injections liées aux essais soviétiques ramènent les rapports d'activités $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{131}\text{I}$ et $^{95}\text{Zr}+/\text{}^{140}\text{Ba}+$ autour de 1 et 0,5 respectivement. Durant les années 70, les injections discontinues de ^{131}I et $^{140}\text{Ba}+$ font varier ces rapports. En revanche, le rapport d'activité $\text{}^{131}\text{I}/\text{}^{140}\text{Ba}+$ varie peu du fait des périodes radioactives courtes et proches de ces deux radionucléides (huit et treize jours respectivement) qui ne permettent pas d'accumulation.

Le tableau IV permet de comparer les rapports d'activités moyens sur l'ensemble de la période 1961-1980. Il montre la bonne concordance globale entre les rapports d'activités issus de l'UNSCEAR et ceux calculés par l'IRSN sur la base des activités mesurées en France par le SCPRI. La valeur du rapport $\text{}^{137}\text{Cs}/\text{}^{239+240}\text{Pu}$ a été calculé par l'IRSN à partir des activités de plutonium mesurées mensuellement en Allemagne entre 1969 et 1973. La valeur de ce rapport mentionnée dans la ligne « UNSCEAR » a été calculée sur la base du rapport d'activités $\text{}^{239+240}\text{Pu}/\text{}^{90}\text{Sr}$ de 0,018 fournie dans le rapport UNSCEAR de 1982 et de la valeur de 1,5 du rapport $\text{}^{137}\text{Cs}/\text{}^{90}\text{Sr}$.

Les rapports d'activités propres à certains essais nucléaires ont fait l'objet d'études (Vray F. et Renaud P. 2004 et annexe I) pour ce qui concerne les essais soviétiques dans les années 1960 et (Morin M., 2022) pour ce qui concerne les essais chinois. Comme précédemment, les concordances ou les divergences entre les rapports d'activités issues de ces références et ceux indiqués dans le tableau IV s'expliquent principalement par les périodes radioactives des radionucléides concernés.

Tableau IV : Rapports d'activités moyens annuels des principaux radionucléides provenant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires présents dans l'air en France

	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$	$^{95}\text{Zr}/^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}/^{106}\text{Ru}$	$^{137}\text{Cs}/^{144}\text{Ce}$	$^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{106}\text{Ru}/^{144}\text{Ce}$	$^{106}\text{Ru}/^{64}\text{Mn}$
UNSCEAR	1,50	24	0,23	0,12	84	0,50	12
IRSN Air	1,56	20	0,20	0,07	97	0,67	14
IRSN pluie	1,46	10	0,56	0,05	-	0,8*	8,4*
	$^{106}\text{Ru}/^{125}\text{Sb}$	$^{106}\text{Ru}/^{65}\text{Fe}$	$^{95}\text{Zr}/^{140}\text{Ba}$	$^{95}\text{Zr}/^{103}\text{Ru}$	$^{95}\text{Zr}/^{91}\text{Y}$	$^{95}\text{Zr}/^{90}\text{Sr}$	$^{95}\text{Zr}/^{131}\text{I}$
UNSCEAR	11	11,5	1,5**	1,5	1,3	1,8	5,6**
IRSN Air	-	-	2,6*	3,6	-	-	2,7*
IRSN pluie	11*	-	0,8*	5	-	-	-
	$^{131}\text{I}/^{140}\text{Ba}$	$^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$			
UNSCEAR	0,50**	13***	0,025***	0,025***			
IRSN Air	0,39*	-	-	-			
IRSN pluie	-	-	-	-			

*basé sur un nombre très restreint de rapports mensuels (il n'est pas possible de déterminer des rapports moyens annuels)
**les rapports d'activités annuels des années 1959, 1960, 1964 et 1975 n'ont pas été pris en compte dans cette valeur (absence d'essai entraînant un rapport faussé)
*** valeurs issues du rapport de l'UNSCEAR de 1982

Ce sont les rapports d'activités estimés par l'IRSN sur la base des activités volumiques mesurées dans l'air, et, à défaut, ceux proposés par l'UNSCEAR, qui ont été utilisés pour compléter les chroniques des activités dans l'air (déjà complétées à partir des mesures effectuées dans les eaux de pluies). Les rapports d'activités de radionucléides de périodes radioactives voisines ont été retenues en priorité.

4.3.4. Chroniques complètes reconstituées des activités dans l'air mensuelles sur la période allant de juin 1961 à juillet 1978

La figure 14 présente les activités volumiques dans l'air reconstituées pour les seize principaux radionucléides de période supérieure à un mois (hormis ^3H et ^{14}C) qui ont contribué aux expositions de la population.

C'est sur la base de ces chroniques que les activités massiques et volumiques dans les autres composantes de l'environnement seront reconstituées dans les paragraphes suivants. Les chroniques relatives à ^{131}I et ^{140}Ba ont été présentées sur la figure 8.

Les mesures effectuées sur des filtres prélevés sur d'autres stations que Le Vésinet (Cléville, Méaudre, Sauveterre, Vioménil...) montre que les activités dans l'air étaient assez homogènes sur l'ensemble du territoire français métropolitain. Cela s'explique par l'homogénéisation des panaches radioactifs durant leur parcours ouest-est de plusieurs milliers de kilomètres (de l'ordre de 20 000 km séparent les sites chinois de LopNor et soviétique de Semipalatinsk, de la métropole) et la petitesse du territoire métropolitain au regard de telles distances.

Tous les éléments radioactifs mentionnés étaient présents dans l'air exclusivement sous forme d'aérosols, à l'exception de l'iode dont une partie émise lors des explosions est demeurée sous forme gazeuse. Cette fraction gazeuse n'a pas été mesurée dans l'air et les activités volumiques de ^{131}I présentées précédemment ne représentent qu'une fraction des activités de ce radionucléide

effectivement présentes dans l'air. Les observations faites après les accidents de Tchernobyl et de Fukushima, montrent que l'activité volumique de l'iode gazeux est de deux à trois fois plus importante que l'activité volumique particulaire. Il n'existe pas de données relatives à cette proportion dans les retombées des essais d'armes nucléaires. A défaut, une proportion de 50% a été retenue ; les activités volumiques de ^{131}I mesurées dans les aérosols ont donc été multipliées par deux.

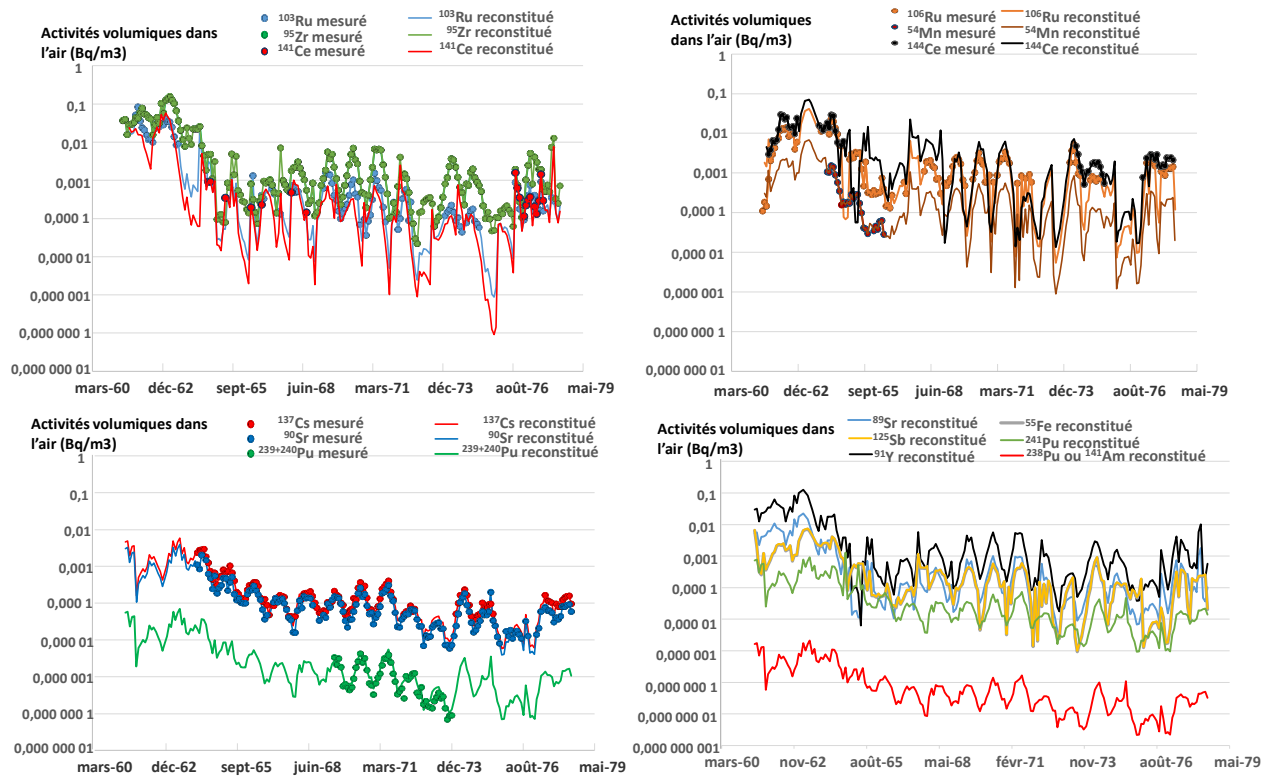


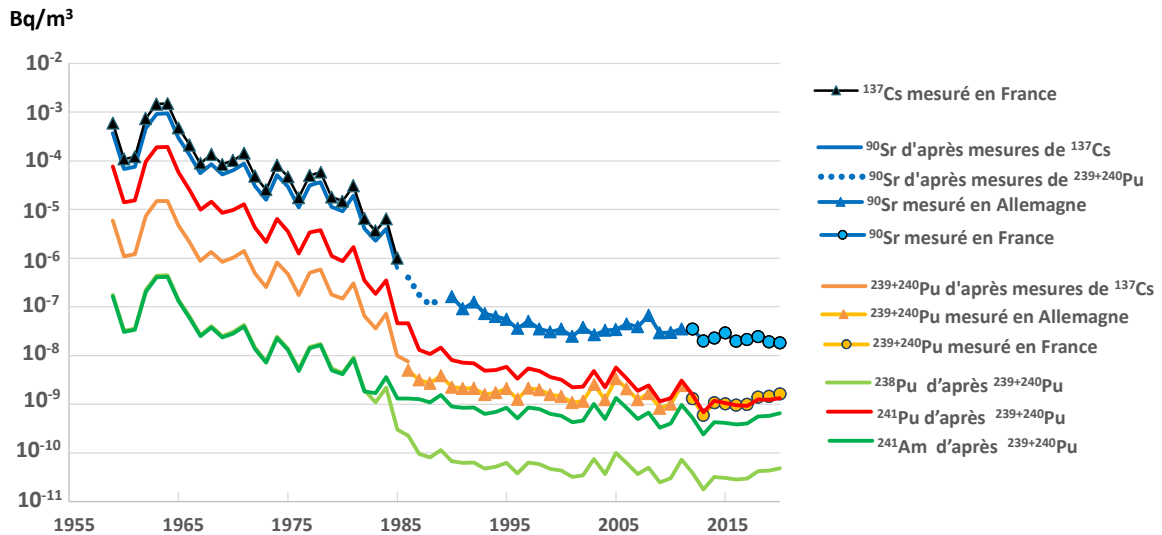
Figure 14 : Chroniques complètes des activités volumiques mensuelles des principaux radionucléides issus des retombées des essais nucléaires dans l'air en métropole entre 1961 et 1978 (Bq/m³).

4.3.5. Chroniques des activités moyennes annuelles des radionucléides de période longue sur la période allant 1959 à 2020

4.3.5.1. Cas du ^{90}Sr , des isotopes du plutonium et de ^{241}Am

Le césium 137 est mesuré dans l'air en France depuis 1959 et l'utilisation de moyens de prélèvement et d'analyses toujours plus performants permettent encore de le mesurer aujourd'hui. Toutefois, depuis mai 1986, sa présence dans l'air en France résulte principalement des retombées de l'accident de Tchernobyl. Les activités volumiques de ^{238}Pu et $^{239+240}\text{Pu}$ sont mesurées dans l'air en Allemagne depuis janvier 1986 ; celles de ^{90}Sr depuis janvier 1990, et les résultats peuvent être considérés comme représentatifs de la situation en France métropolitaine (latitudes voisines vis-à-vis des retombées stratosphériques et troposphériques). Enfin, ces radionucléides sont mesurés trimestriellement en France depuis 2012. Sur cette base, les chroniques des activités moyennes annuelles de ces radionucléides peuvent être reconstituées pour la période allant de 1959 à 2020 en utilisant des rapports d'activités isotopiques connus de manière fiable et précise (voir le paragraphe 4.3.3 et le tableau II). Ainsi, même si les activités volumiques de ^{238}Pu ont été mesurées en Allemagne et en

France, compte tenu des incertitudes métrologiques associées aux très faibles niveaux d'activité de ce radionucléide, on leur préférera des valeurs déduites des mesures de $^{239+240}\text{Pu}$ au moyen d'un rapport d'activités $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0,03.



La figure 15 : Activités volumiques moyennes annuelles dans l'air de ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am et des isotopes du plutonium de 1959 à 2020

La figure 15 montre qu'après le dernier essai chinois de 1980, les activités volumiques ont fortement diminué au cours des années 1980 par épuration du compartiment atmosphérique lié au dépôt des aérosols. A partir du début des années 1990, des phénomènes de remise en suspension (éoliens et par combustion de la matière organique) ont compensé en partie les phénomènes de dépôts entraînant une diminution beaucoup plus lente des activités volumiques. Les activités de ^{241}Pu (courbe rouge), initialement treize fois plus élevées que celles de $^{239+240}\text{Pu}$, ont décliné plus rapidement que celles des autres radionucléides en raison de sa période radioactive de 14 ans, pour se trouver en 2020 à un niveau inférieur à celles de $^{239+240}\text{Pu}$ (courbe orange). A l'inverse, pour ^{241}Am (courbe vert foncé), l'épuration du compartiment atmosphérique a été limitée en raison de sa production via la désintégration de ^{241}Pu présent dans les sols et remis en suspension dans l'air ; depuis la fin des années 1990, le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0,4 (IRSN, 2022).

4.3.5.2. Cas du tritium et du carbone 14

Du carbone 14 et du tritium sont naturellement produits en permanence dans les hautes couches de l'atmosphère sous l'action des rayons cosmiques ; $1,54 \cdot 10^{15}$ Bq de ^{14}C et $7,2 \cdot 10^{16}$ Bq de tritium sont ainsi produits annuellement.

Les essais nucléaires ont injecté dans l'atmosphère $2,1 \cdot 10^{17}$ Bq de ^{14}C , soit l'équivalent de 140 ans de production annuelle cosmogénique de ce radionucléide, et $2,4 \cdot 10^{20}$ Bq de tritium, soit 3300 ans de production annuelle cosmogénique de ce radionucléide.

Bien que le carbone 14 et le tritium s'incorporent au milieu vivant lors de la photosynthèse avant de suivre les cycles de la matière organique et de l'eau (pour le tritium), le réservoir de ces radionucléides reste l'air dans lequel ils se trouvent principalement sous forme de vapeur d'eau (HTO) ou de gaz (dioxyde de carbone, $^{14}\text{CO}_2$, principalement). Ainsi, contrairement aux autres radionucléides émis par les essais nucléaires présents sous forme particulaire dans l'air et qui se sont déposés sur les sols, le

carbone 14 et le tritium sont toujours présents dans l'air en quantité importante et de manière assez homogène, à l'échelle du globe pour ^{14}C et de l'hémisphère nord pour ^3H ⁹.

L'activité volumique du tritium dans l'eau de pluie, qui est assez représentative du tritium dans la vapeur d'eau atmosphérique, est régulièrement mesurée en différents points du globe. Dans cette étude nous retiendrons la moyenne annuelle des mesures mensuelles faites à Ottawa depuis 1953, Thonon-les-Bains depuis 1963 et Opme (Puy-de-Dôme) par l'IRSN depuis 2015. A ces activités mesurées a été retranchée une activité volumique moyenne de 0,4 Bq/L¹⁰ correspondant au bruit de fond cosmogénique, afin d'estimer l'activité volumique ajoutée par les essais nucléaires. L'activité volumique du tritium dans l'air peut ensuite être déduite de ces valeurs en considérant une teneur moyenne de 10 ml de vapeur d'eau par mètre-cube d'air. Ainsi, à une activité de tritium 1 Bq/L de vapeur d'eau atmosphérique correspond une activité volumique de 0,01 Bq/m³ d'air. La figure 16 présente l'évolution de l'activité volumique moyenne annuelle du tritium dans l'air de l'hémisphère nord depuis 1953. Avant les essais nucléaires, cette activité volumique était constante et comprise entre 0,001 à 0,006 Bq/m³ comme résultat d'un équilibre entre la production cosmogénique et l'élimination par décroissance radioactive (période de 12,3 ans). Les essais nucléaires ont fait augmenter cette activité volumique de tritium dans l'air jusqu'à dépasser 3 Bq/m³ en moyenne annuelle en 1964 (des valeurs plus élevées ont été mesurées mensuellement ou hebdomadairement). Depuis, cette activité volumique diminue du fait de la décroissance radioactive et de la dilution du tritium dans les eaux océaniques ; elle se situe en 2020 un peu en dessous de 0,01 Bq/m³.

Le teneur en carbone 14 dans l'environnement fait aussi l'objet d'un suivi à l'échelle planétaire. Les mesures réalisées dans le cadre de ce suivi sont celles de l'activité de ^{14}C par unité de masse de carbone (Bq/kg de C. ; voir le paragraphe 6.7). L'activité volumique de ^{14}C dans l'air, exprimée en Bq/m³, peut être déduite de ces mesures en estimant la masse de carbone dans l'air au moyen de la teneur en CO₂ de l'air (en ppm). La courbe bleue de la figure 16 présente l'évolution de l'activité volumique moyenne annuelle du ^{14}C dans l'air de 1950 à 2020. Après une augmentation due aux essais nucléaires de 0,035 Bq/m³ d'air au début des années 1950, à 0,07 Bq/m³ en 1964, suivi d'une diminution durant une quinzaine d'années liée à l'homogénéisation à l'échelle planétaire du ^{14}C injecté principalement dans l'hémisphère nord, l'activité volumique de ^{14}C dans l'air s'est stabilisée autour de 0,05 Bq/m³ dès la fin des années 1970. Cette constance à l'échelle de plusieurs décennies s'explique par le fait que le ^{14}C ne peut s'éliminer que très lentement par décroissance radioactive (période de 5 630 ans), les autres pertes (piégeage sédimentaire notamment) étant également très faibles. Afin d'estimer l'activité ajoutée par les retombées des essais d'armes nucléaires, une activité de 226 Bq/kg de C. correspondant au niveau cosmogénique antérieur aux essais, a été retranchée aux valeurs mesurées.

⁹ En raison d'une masse d'eau océanique beaucoup plus importante dans l'hémisphère sud, la teneur en tritium de l'air y est plus faible. Elle est influencée (*via* les embruns notamment) par celle des eaux marines peu touchées par les retombées des essais nucléaires en raison de leur forte capacité de dilution.

¹⁰ L'activité en tritium antérieure aux essais nucléaires était comprise entre 0,2 et 0,6 Bq/L ; une valeur intermédiaire de 0,4 Bq/L a été retenue dans cette étude.

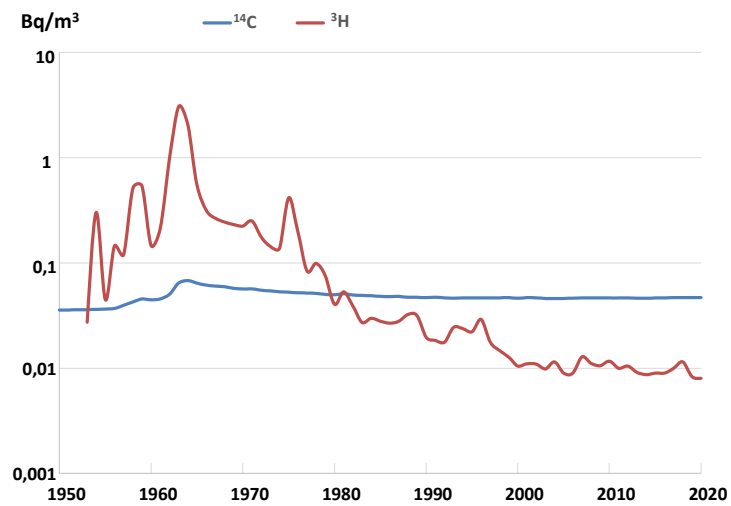


Figure 10 : Activités volumiques moyennes annuelles du tritium et du carbone 14 dans l'air de 1950 à 2020 (Bq/m³)

5. Activités surfaciques déposées au sol

5.1. Estimations des dépôts mensuels secs et humides

Durant toute la période des essais nucléaires (1945-1980) ainsi que quelques années au-delà pour les radionucléides de période radioactive supérieure à l'année, les masses d'air contaminées ont induit des dépôts radioactifs au niveau du sol (Bq/m^2). Ces dépôts se sont effectués par temps sec et lors de précipitations.

Les dépôts secs mensuels ($\text{Bq}/\text{m}^2/\text{mois}$) peuvent être estimés à partir des activités volumiques mensuelles dans les aérosols atmosphériques (Bq/m^3) en utilisant une vitesse de dépôt sec de 5.10^{-3} m/s ($\text{Bq}/\text{m}^2/\text{mois} = \text{Bq}/\text{m}^3 \times \text{m}/\text{s} \times 2,54 \cdot 10^6 \text{ s}/\text{mois}$) (Renaud Ph., 2020).

Les dépôts pluvieux mensuels ($\text{Bq}/\text{m}^2/\text{mois}$) ont été estimés par le SCPRI à partir des activités mesurées mensuellement dans l'eau de pluie et des hauteurs de précipitations également mesurées mensuellement par Météo-France sur les mêmes stations (1 mm/mois = 1 L/m²/mois). La figure 17 présente les activités mensuellement déposées pour les six radionucléides les plus régulièrement mesurés dans les eaux de pluie en région parisienne (Fontenay-aux-Roses et Le Vésinet). Les évolutions de ces activités déposées sont à mettre en correspondance directe avec les activités volumiques dans l'air et dans les eaux de pluie (figures 1 et 4). On y retrouve notamment les incursions estivales de la contamination stratosphérique pour ces radionucléides de période supérieure à un mois. Pour le ¹⁴⁰Ba et le ¹³¹I, les résultats de mesures sont, comme dans le cas de l'air, très ponctuels et se limitent au mois consécutif à chacun des essais chinois.

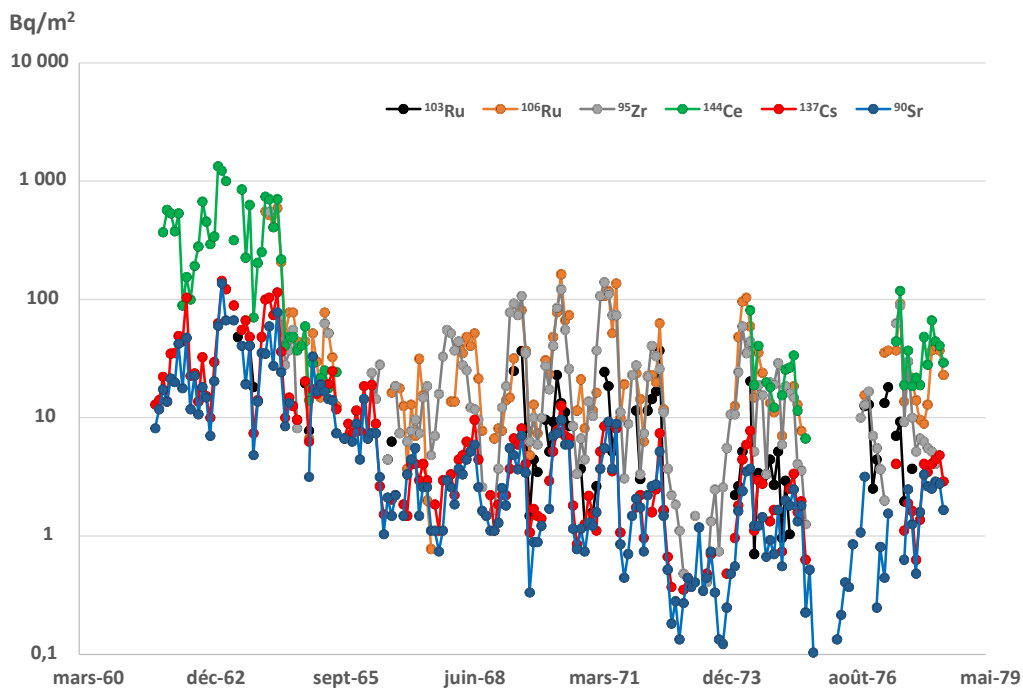


Figure 17 : Activités surfaciques déposées mensuellement pour les six radionucléides les plus régulièrement mesurés dans les eaux de pluie par le SCPRI de 1961 à 1978 ($\text{Bq}/\text{m}^2/\text{mois}$)

A partir de mars 1964, l'obtention mensuelle concomitante de résultats de mesures d'activités volumiques dans l'air (Bq/m^3) et dans l'eau de pluie (Bq/L), permettent de calculer assez régulièrement

le rapport entre les activités déposées mensuellement lors des pluies ($\text{Bq/m}^2/\text{mois}$) et les activités dans l'air (Bq/m^3). Ce rapport correspond à une vitesse de dépôt pluvieux exprimée en m/mois , qui, convertie en m/s , est alors comparable à la vitesse de dépôt sec mentionnée précédemment.

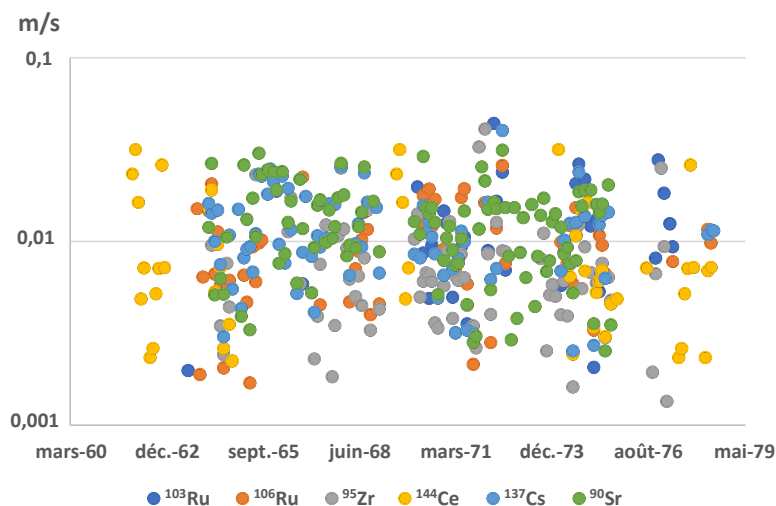


Figure 18 : Vitesses de dépôt pluvieux (m/s) estimées au Vésinet

La figure 18 présente les vitesses de dépôt ainsi calculées pour la région parisienne (Fontenay-aux-Roses, Le Vésinet et Paris) où les données sont les plus nombreuses ; le tableau V présente les valeurs des indicateurs statistiques correspondantes (moyennes, écart-types, minimales, maximales et nombre de valeurs) calculées à comparer aux 238 mois couverts par la période juin 1961-décembre 1980.

Tableau V : Vitesses de dépôt pluvieux (m/s) au Vésinet

	^{103}Ru	^{106}Ru	^{95}Zr	^{144}Ce	^{137}Cs	^{90}Sr
moyenne	0,012	0,010	0,008	0,010	0,012	0,013
Ecartype	0,009	0,006	0,007	0,009	0,007	0,007
Min	0,002	0,002	0,001	0,002	0,003	0,003
Max	0,044	0,026	0,041	0,032	0,040	0,031
Nombre	37	58	81	48	80	105

Les moyennes des vitesses de dépôt calculées pour les différents radionucléides sont très proches, allant de 0,008 à 0,013 m/s . Les valeurs minimales des vitesses de dépôt (0,002 à 0,003 m/s), voisines de la vitesse de dépôt sec retenue dans cette étude (0,005 m/s), correspondent à des mois où les précipitations étaient très faibles ; les valeurs maximales (0,04 à 0,04 m/s) correspondent à des mois de fortes précipitations. La moyenne des 409 vitesses de dépôts calculées pour les six radionucléides présentés dans le tableau V est de $0,011 \pm 0,007 \text{ m/s}$. Cette valeur est deux fois plus élevée que la valeur retenue pour le dépôt sec (0,005 m/s). Elle indique qu'en région parisienne, les précipitations ont induit des dépôts humides deux fois plus importants en moyenne que les dépôts secs.

Ceci est confirmé par le tableau VI qui indique directement les rapports entre les dépôts pluvieux et les dépôts secs. Les moyennes de ce rapport pour les différents radionucléides sont comprises entre 1,7 et 2,5. Les valeurs minimales de 0,4 correspondent aux mois très secs et les maximales (cinq à six) correspondent aux mois très pluvieux. La moyenne des 532 rapports de dépôts « pluvieux/secs » mensuels obtenus pour la région parisienne tous radionucléides confondus, est de $2,1 \pm 1,2$.

Tableau VI : Rapport des dépôts « pluvieux/secs » (sans dimension)

	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	⁹⁵ Zr	¹⁴⁴ Ce	¹⁴⁰ Ba	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Moyenne	2,2	1,9	1,7	1,7	2,2	2,3	2,5
Ecart-type	1,3	1,1	1,0	1,1	1,2	1,1	1,3
Min	0,4	0,4	0,4	0,5	0,8	0,5	0,4
Max	5,6	5,2	5,1	5,3	3,6	5,1	6,4
Nombre	50	74	108	42	4	107	147

Les vitesses de dépôt ainsi calculées sont donc directement liées aux hauteurs de précipitation mensuelles du lieu considéré.

5.2. Comparaison UNSCEAR vs IRSN des dépôts intégrés

Dans son rapport de 2000, l'UNSCEAR fournit les évolutions annuelles des dépôts intégrés pour différents radionucléides (cumulative deposition density), pour l'hémisphère nord, avec une pondération suivant les effectifs de populations. Il s'agit du cumul des activités surfaciques (Bq/m²) déposées jusqu'à l'année considérée avec prise en compte de la décroissance radioactive. La pondération par rapport à l'effectif de la population tend à accorder plus de poids aux latitudes tempérées qui sont les plus peuplées et auxquelles appartient la France.

Ces activités surfaciques intégrées peuvent aussi être calculées à partir des activités surfaciques mensuellement déposées estimées précédemment à partir des données françaises, de manière à les comparer à celles estimées par l'UNSCEAR.

Les figures 19 et 20 permettent de visualiser cette comparaison pour les principaux radionucléides et le tableau VII en fournit les éléments statistiques.

Alors que les activités volumiques de ⁹⁰Sr dans l'air estimées par l'UNSCEAR pour les latitudes moyennes de l'hémisphère nord étaient très proches de celles mesurées en France (voir le chapitre 4.1 et figure 9), les activités surfaciques cumulées de ce radionucléide, estimées pour la France, sont 1,7 fois supérieures à celles estimées par l'UNSCEAR. Il en est de même pour le ¹³⁷Cs dont les activités surfaciques cumulées en France sont aussi en moyenne 1,7 fois supérieures à celles estimées par l'UNSCEAR. Cet écart est lié aux précipitations qui, comme indiqué précédemment, déterminent les dépôts humides. La France, sous influence océanique, recevrait donc des précipitations de l'ordre de deux fois supérieures à celles des latitudes moyennes de l'hémisphère nord.

Pour les radionucléides de période plus courte, cet écart est plus important, compris entre 3,1 et 3,8. Des activités dans l'air plus importantes pourraient être à l'origine de l'augmentation de cet écart, d'un facteur 1,7 à un facteur 3,1 voire 3,8. En effet, la composante troposphérique des retombées des radionucléides de période courte est beaucoup plus importante que celles de ⁹⁰Sr et ¹³⁷Cs. Or la France se situe, comme indiqué précédemment, dans la même gamme latitudinale que les sites d'essais de Semipalatinsk, LopNor et du Nevada. Il est donc probable que les activités dans l'air lors des bouffées troposphériques aient été plus élevées sur l'hexagone qu'en moyenne sur l'hémisphère nord.

Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain - Contamination de l'environnement et exposition de la population
Rapport IRSN n° 2024-00559

Activités surfaciques (Bq/m²)

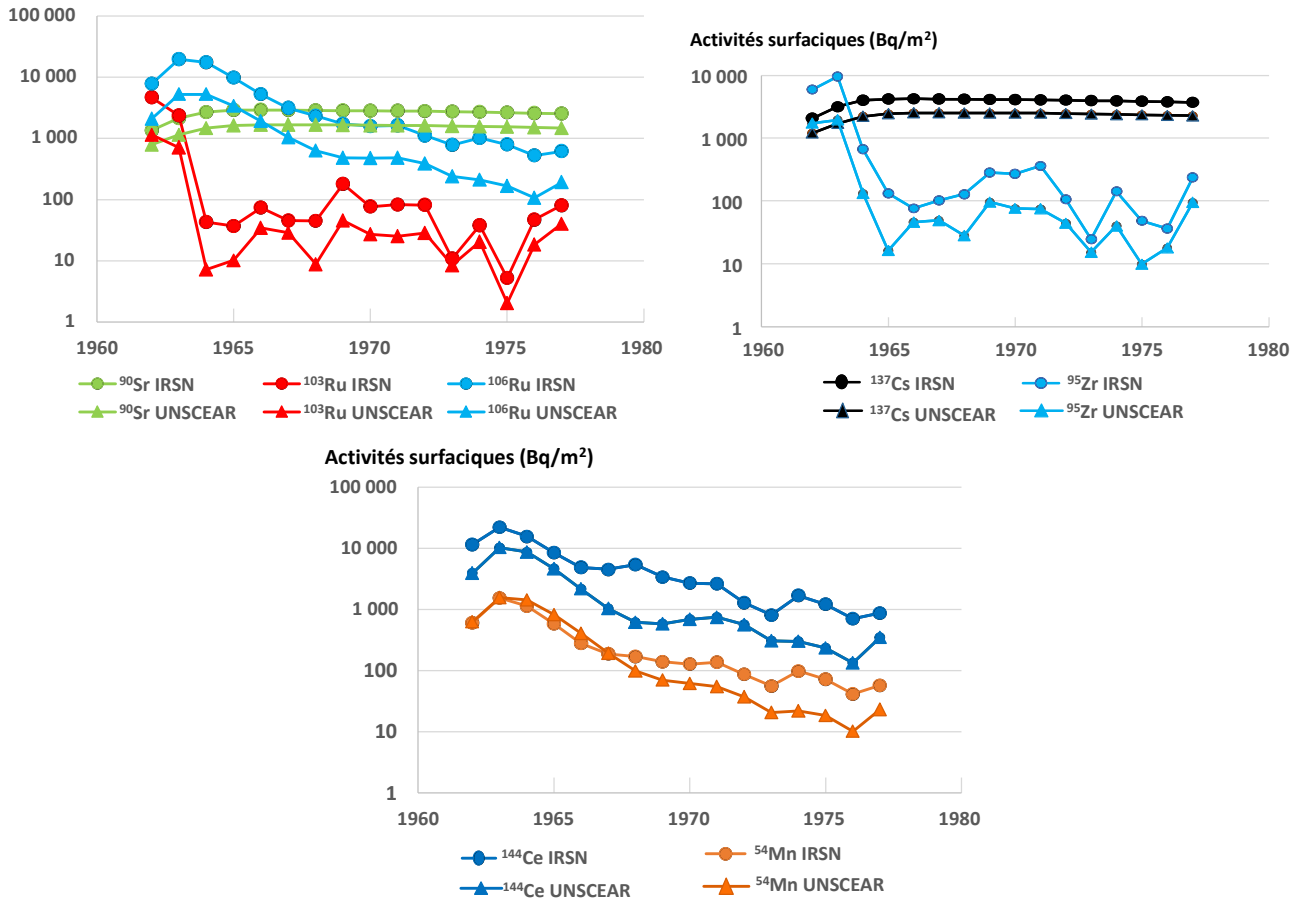


Figure 19 : Comparaison des activités surfaciques intégrées estimées par l'IRSN pour la France métropolitaine et par l'UNSCEAR pour l'hémisphère nord pondérées par la population (Bq/m²)

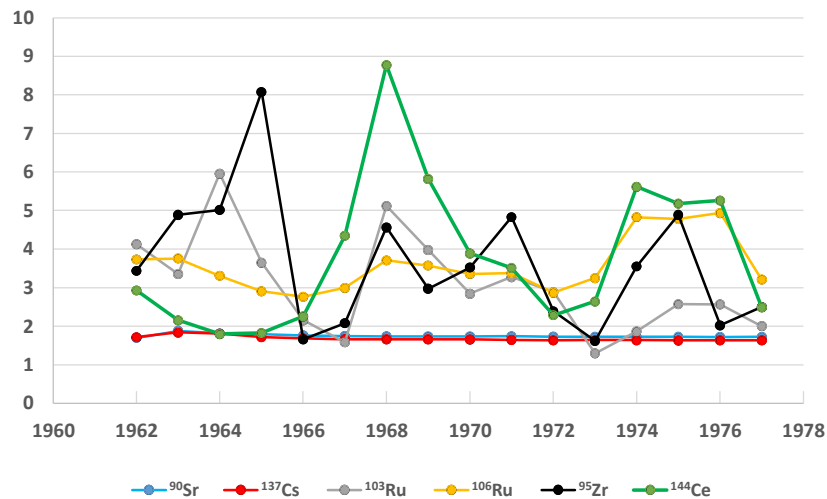


Figure 20 : Evolution du rapport entre les activités surfaciques intégrées estimées pour la France métropolitaine par l'IRSN et celles estimées par l'UNSCEAR pour l'hémisphère nord pondérées par la population

Tableau VII : Moyennes et écart-types du rapport des activités surfaciques intégrées annuelles IRSN/UNSCEAR

	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	⁹⁵ Zr	¹⁴⁴ Ce
Moyenne	1,7	1,7	3,1	3,6	3,6	3,8
Ecart-type	0,05	0,06	1,3	0,7	1,7	1,9

5.3. Variabilité spatiale des activités déposées sur la France métropolitaine

Plusieurs approches de la variabilité spatiale des dépôts à l'échelle du territoire métropolitain sont possibles. C'est la concordance des résultats de ces différentes approches qui est étudiée ci-après. Les conséquences de la variabilité spatiale des dépôts sur celle des activités massiques et volumiques dans la chaîne alimentaire seront ensuite étudiées dans le chapitre 6 ; et celles sur la variabilité spatiale des doses par ingestion dans le paragraphe 9.5, afin de montrer la cohérence de l'ensemble.

Dès lors que les activités volumiques dans l'air, et donc les dépôts secs, peuvent être considérées comme homogènes à l'échelle du territoire, la variabilité spatiale des dépôts ne résulte que de celle des dépôts humides liée à l'importance des précipitations.

La première approche de la variabilité spatiale des dépôts repose sur l'étude de la variabilité de la vitesse de dépôt humide en fonction de la hauteur de précipitation moyenne annuelle. En France, les hauteurs de précipitations moyennes annuelles sont essentiellement comprises entre 600 mm/an et 1600 mm/an, même si certaines zones du territoire peuvent recevoir des précipitations inférieures (400 mm/an dans la basse vallée du Rhône par exemple) ou supérieures (plus de 2 000 mm/an dans les Cévennes par exemple).

Parmi les sites sur lesquels des vitesses de dépôt peuvent être estimés, à partir des mesures faites par le SCPRI, figurent Le Vésinet où les précipitations moyennes annuelles sont représentatives des plus faibles observées en France (autour de 700 mm/an) et Vioménil dans les Vosges où les précipitations moyennes annuelles sont nettement plus élevées (autour de 1 200 mm/an). La figure 21 présente les vitesses de dépôts humides (m/s) calculées pour Vioménil à partir des activités surfaciques déposées mensuellement lors des pluies (Bq/m²/mois) et des activités volumiques dans l'air (Bq/m³) ; le tableau VIII en fournit les paramètres statistiques.

Tableau VIII : Vitesses de dépôt pluvieux (m/s) à Vioménil (à comparer à celles mentionnées dans le tableau III)

	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru
moyenne	0,019	0,020	0,017	0,015	0,020
écart-type	0,008	0,012	0,009	0,009	0,013
min	0,005	0,003	0,005	0,002	0,003
max	0,049	0,067	0,046	0,058	0,061
nombre	93	67	45	99	46

Comme dans le cas du Vésinet, la vitesse de dépôt ne varie pas significativement en fonction du radionucléide. En revanche les valeurs moyennes calculées pour Vioménil indiquées dans le tableau VIII sont 1,5 à 1,8 fois plus élevées que celles calculées pour Le Vésinet mentionnées dans le Tableau

V. La moyenne des 350 valeurs calculées pour Vioménil est de $0,018 \pm 0,01$ m/s à comparer à celle de $0,011 \pm 0,007$ au Vésinet. Suivant cette approche, les dépôts pluvieux à Vioménil auraient été 1,7 fois supérieurs à ceux au Vésinet.

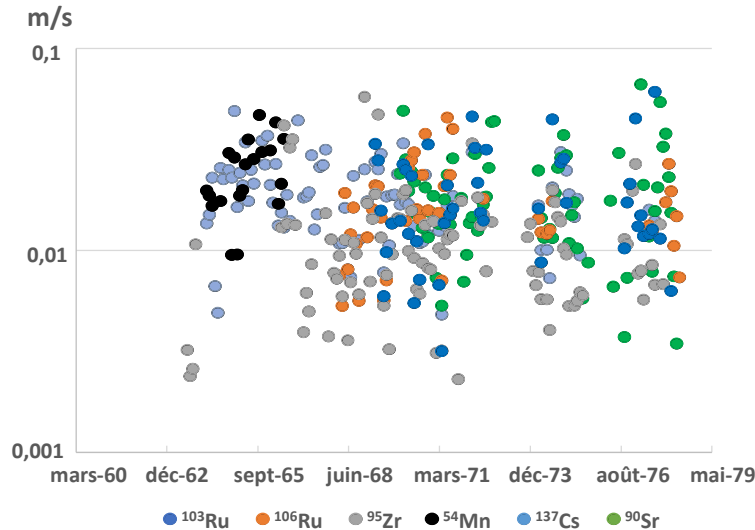


Figure 21 : Vitesses de dépôt pluvieux (m/s) calculées pour Vioménil (à comparer à celles présentées dans la figure 18)

La seconde approche pour étudier la variabilité spatiale des dépôts consiste à calculer les activités surfaciques totales déposées sur une plage de temps donnée. La figure 22 présente ainsi les activités de ^{90}Sr , ^{137}Cs et ^{95}Zr déposées entre janvier 1967 et décembre 1972 au niveau de trois stations de prélèvement : Le Vésinet (700 mm/an), Vioménil dans les Vosges (1200 mm/an) et Méaudre dans l'Isère à une altitude de plus de 1000 m (1500 mm/an). Ces activités déposées sont directement issues des mesures faites dans les eaux de pluie et la plage de temps a été choisie en raison de la complétude des chroniques. Cette figure confirme que les activités déposées augmentent avec la pluviométrie dans les mêmes proportions que les vitesses de dépôts. Ainsi les activités déposées à Vioménil de 1967 à 1972 sont 1,7 fois supérieures en moyenne à celles déposées au Vésinet sur cette même période (de 1,6 fois supérieures pour le ^{95}Zr à 1,8 fois pour ^{137}Cs). Ce rapport moyen est strictement identique à celui des vitesses de dépôts calculé précédemment entre les deux communes.

Enfin, la troisième approche pour étudier la variabilité spatiale des dépôts radioactifs consécutifs aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, repose sur des données tout à fait différentes. Des relations entre les activités déposées à la suite des essais nucléaires et les précipitations moyennes annuelles ont été établies dans différents pays dont la France, sur la base de mesures d'activités de $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{137}Cs rémanentes dans les sols (Bunzl & Krack, 1988 ; Hölgye & Filgas, 1995 ; Mitchell et al., 1990 ; LeRoux et al., 2002). Les activités massiques mesurées dans des échantillons de sols prélevés par carottage à des profondeurs suffisantes pour contenir la majeure partie des activités initialement déposées, ont permis de reconstituer les activités surfaciques correspondantes. En rapportant ces activités surfaciques aux hauteurs de précipitation moyennes annuelles fournies par Météo-France, on obtient une relation « pluies-dépôts ». Dans le cas de la France, cette relation a permis d'établir la carte présentée sur la figure 23. En appliquant les différentes relations « pluies-dépôts » établies par les différents auteurs, il est possible de calculer le rapport entre les résultats obtenus pour Vioménil et pour Le Vésinet. Les valeurs de ce rapport qui sont présentées dans le tableau IX montrent que les valeurs calculées suivant les différentes relations sont

concordantes avec celles obtenus suivant les autres approches présentées précédemment (rapport des vitesses de dépôt et rapports des activités déposées de 1967 à 1972).

En raison de la couverture totale du territoire qu'elle permet, la relation retenue pour rendre compte de la variabilité spatiale des activités surfaciques déposées lors des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires est celle de l'IRSN pour le ^{137}Cs .

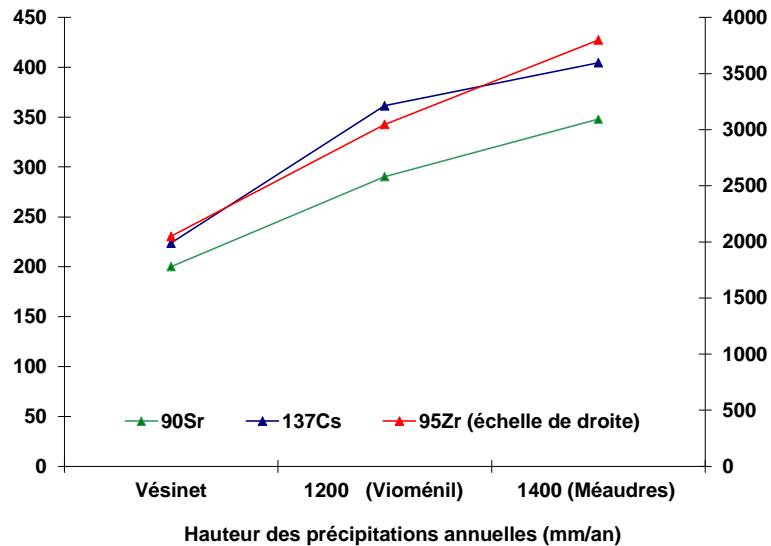


Figure 22 : Activités surfaciques déposées de 1967 à 1972 sur trois communes recevant des précipitations moyennes annuelles représentatives de la gamme de pluviométrie en France métropolitaine (Bq/m^2)

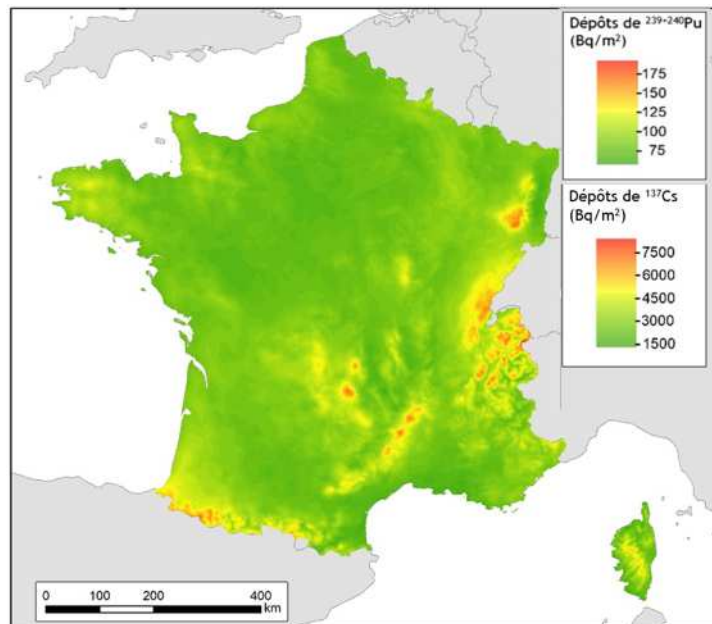


Figure 23 : Cartographie des activités surfaciques déposées à l'issue des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (Bq/m^2)

Tableau IX : Rapport des activités déposées à l'issue des retombées des essais nucléaires à Vioménil et au Vésinet suivant différentes relations « pluies-dépôts »

	¹³⁷ Cs	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Mitchell et al (1990)	1,6	1,7
Bunzl & Krack (1988)	1,6	-
Hölgye& Filgas (1995)	-	1,7
Pourcelot et al. (2021)	1,9	1,5

6. Activités massiques et volumiques dans la chaîne alimentaire

6.1. Méthode de reconstitution des activités massiques et volumiques dans la chaîne alimentaire

Comme pour les activités volumiques dans l'atmosphère et les activités surfaciques déposées, la reconstitution des activités massiques et volumiques dans la chaîne alimentaire repose d'abord sur des résultats de mesures. Ces résultats proviennent des bulletins mensuels édités par le SCPRI (1961-1980) et des bulletins trimestriels du Sous-Comité Interministériel de Protection Sanitaire (1961-1965) devenu par la suite CEA/DPS (1965-1978).

Si le suivi de la contamination de la chaîne alimentaire par ces deux organismes a été continu pendant toute la période étudiée, l'évolution de la contamination de l'environnement, le comportement spécifique des radionucléides vis-à-vis des produits alimentaires étudiés et l'évolution des techniques de mesure ont induit des niveaux de complétude des chroniques de données disponibles hétérogènes : certains maillons de la chaîne alimentaire sont assez bien renseignés pour les principaux radionucléides, tandis que seulement quelques données éparses sont disponibles pour d'autres.

Comme précédemment pour les activités atmosphériques, il est nécessaire de combler les lacunes. Pour cela, on recourt à la modélisation des transferts des radionucléides. En raison du caractère relativement continu des apports liés aux activités atmosphériques issus des retombées des essais nucléaires, les équations de transfert choisies sont celles utilisées pour évaluer l'impact des rejets chroniques des installations nucléaires et sont communes à la plupart des modèles opérationnels de calcul de l'impact de rejets chroniques, notamment le modèle CONDOR (Thomassin, 2008) de l'IRSN.

Il s'agit ensuite de déterminer les valeurs de ces paramètres permettant le meilleur rapprochement possible entre les résultats du modèle et les résultats de mesure disponibles, tout en restant dans la gamme des valeurs habituellement recommandées par la bibliographie relative aux transferts des radionucléides dans l'environnement. L'adéquation d'un jeu de valeurs de paramètres aux données disponibles a été quantifiée par le rapport entre les activités massiques et volumiques calculées et celles mesurées, lequel doit rester proche d'un ; des chroniques de ce rapport permettant de montrer sa variabilité et de vérifier l'absence de dérives temporelles.

En l'absence de résultats de mesures ou en cas d'insuffisance de ces derniers, les valeurs de paramètres manquantes ont été recherchées parmi celles disponibles dans la bibliographie. Ce sont principalement les valeurs par défaut des modèles CONDOR (Thomassin., 2008), ECOSYS (Müller et Proehl, 1993) ou encore FARMLAND (Brown & Simmonds, 1995). Dans tous les cas, le jeu de paramètres retenu est restitué par rapport à ces valeurs considérées comme des références. Les valeurs retenues pour les différents paramètres sont présentées en annexe II. Le rapport moyen valeurs calculées / mesurées résultant de ces choix est consultable en annexe III.

Enfin, il convient de mentionner les imprécisions sur les dates de prélèvement pour les données du CEA/DPS (seul le mois est connu) et les lieux de prélèvement (seule la région est identifiée). Ces imprécisions contribuent à une part de variabilité inexpliquée des activités massiques et volumiques mesurées.

6.2. Activités massiques dans les herbages ; élément de validation des dépôts

Durant toutes les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, les herbages ont intercepté les dépôts radioactifs. Pour les radionucléides de période suffisamment longue, notamment ^{137}Cs et ^{90}Sr , une partie non négligeable de leur contamination résultait de l'absorption par les racines des activités accumulées dans les sols.

Plusieurs radionucléides étaient plus ou moins régulièrement mesurés par le SCPRI dans des herbages prélevés sur huit stations réparties sur le territoire. Les figures 24a, 24b et 24c, présentent ces résultats de mesure. Les chroniques relatives au ^{95}Zr , ^{137}Cs et ^{90}Sr sont assez complètes, y compris pour les échantillons provenant de la seule région parisienne ; c'est pourquoi des graphiques ne comportant que les résultats de cette région sont aussi présentés. En revanche, ^{89}Sr , ^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{140}Ba et ^{131}I n'ont été mesurés qu'épisodiquement, soit par choix, soit parce que les activités massiques n'étaient pas assez élevées pour être détectables par la mesure. Pour ces radionucléides, les graphiques présentent l'ensemble des données disponibles tous sites confondus.

Les chroniques d'activités massiques de ^{95}Zr dans les herbages sont particulièrement illustratives de l'interception des dépôts radioactifs par les feuilles des végétaux, du fait principalement de la période de ce radionucléide : suffisamment longue pour s'accumuler dans la stratosphère mais suffisamment courte pour que, compte tenu de son faible transfert racinaire, son accumulation dans les sols ne contribue pratiquement pas aux activités mesurées. Miroir de celles des dépôts, on retrouve notamment dans ces chroniques les « pics » liés aux incursions stratosphériques saisonnières dans la troposphère, consécutives aux essais chinois. Les résultats du modèle sont globalement en bon accord avec les résultats de mesure puisque la moyenne des 538 rapports « calculé/mesuré » est 1,54. En revanche les valeurs de ce rapport sont très dispersées autour de cette moyenne avec un écart-type de 3,51. Cette dispersion résulte principalement de la très grande variabilité des activités mesurées du fait de l'hétérogénéité des dépôts et des caractéristiques potentiellement très différentes des échantillons prélevés sur l'ensemble d'une région (type et masse foliaire des herbages notamment).

Dans le cas du ^{137}Cs et surtout du ^{90}Sr , les pics d'activités correspondant aux incursions stratosphériques dans l'air en basse altitude, ne sont quasiment plus visibles : la contribution importante du transfert racinaire entretient les activités massiques des herbages à un niveau proche de celles observées lors des pics durant lesquels l'interception foliaire prédomine. Ce « lissage » est encore plus net pour le ^{90}Sr que pour le ^{137}Cs en raison d'un transfert racinaire plus intense. Pour ces deux radionucléides, la concordance entre les résultats du modèle et les résultats de mesure est encore meilleure avec des moyennes du rapport « calculé/mesuré » égales à 1,1 et 1,05 respectivement et des écart-types de 0,92 et 0,5 respectivement. Enfin, pour ces deux radionucléides, on observe que la variabilité spatiale des activités massiques mesurées dans les herbages peut être différente de celles attendue du fait de la variabilité spatiale des dépôts. Ceci résulte de l'importance du transfert racinaire et de sa variabilité propre en fonction notamment des caractéristiques du sol. Ainsi, les activités massiques de ^{90}Sr mesurées à Anglade sont les plus élevées de toutes les stations, en raison très probablement d'un sol propice à un transfert racinaire particulièrement important de ce radionucléide.

Comme pour l'air et les eaux de pluie et du fait de courtes périodes radioactives, les activités massiques de ^{131}I et ^{140}Ba n'étaient mesurables dans les herbages que dans les semaines qui ont suivi chacun des essais nucléaires. Pour ces deux radionucléides le rapport « calculé/mesuré » est inférieur à 1 : 0,23 et

0,51 respectivement. Ceci résulte du fait que les mesures sont ponctuelles, liées à la date du prélèvement de l'échantillon, et correspondent le plus souvent aux sommets des « pics » de retombées (les activités des autres échantillons étant trop faibles pour être mesurées), alors que les résultats de calcul (modèles) sont des valeurs mensuelles.

Pour tous les radionucléides, les activités massiques mesurées dans les herbages sont globalement conformes à celles attendues du fait des dépôts. Le fait que les valeurs des paramètres dérivées de cet ajustement « calculé/mesuré » (voir l'annexe II) soient proches de celles utilisées de manière générique dans les modèles (et même quelquefois égales), constituent un élément supplémentaire de validation des dépôts. Ainsi, pour les 1810 résultats de mesure sur des échantillons provenant de la région parisienne, le rapport moyen « calculé/mesuré » est de 1,27.

De même, la variabilité spatiale des activités mesurées dans les herbages est cohérente avec celle des dépôts. Par exemple, le rapport entre les activités de ^{95}Zr mesurées dans les échantillons d'herbages prélevés à Vioménil et ceux prélevés à Cléville (où les précipitations sont légèrement supérieures à celles au Vésinet) est de 1,4 ; la valeur de ce rapport entre Vioménil et le Vésinet pour les dépôts de ce même radionucléide était de 1,6 (voir le paragraphe 5.3). Il faut cependant noter que pour les deux radionucléides à vie longue (^{137}Cs et ^{90}Sr), les activités massiques mesurées témoignent d'une variabilité interrégionale supérieure à celle attendue du fait des dépôts. Celle-ci peut atteindre un facteur cinq environ pour le ^{90}Sr , notamment entre la Région parisienne et le lieu-dit « Anglade » sur la commune de Saint-Laurent-de-Céris en Charente. Ceci résulte probablement du transfert racinaire, ce qui signifie que la nature du sol ou les pratiques culturales peuvent engendrer une variabilité spatiale importante.

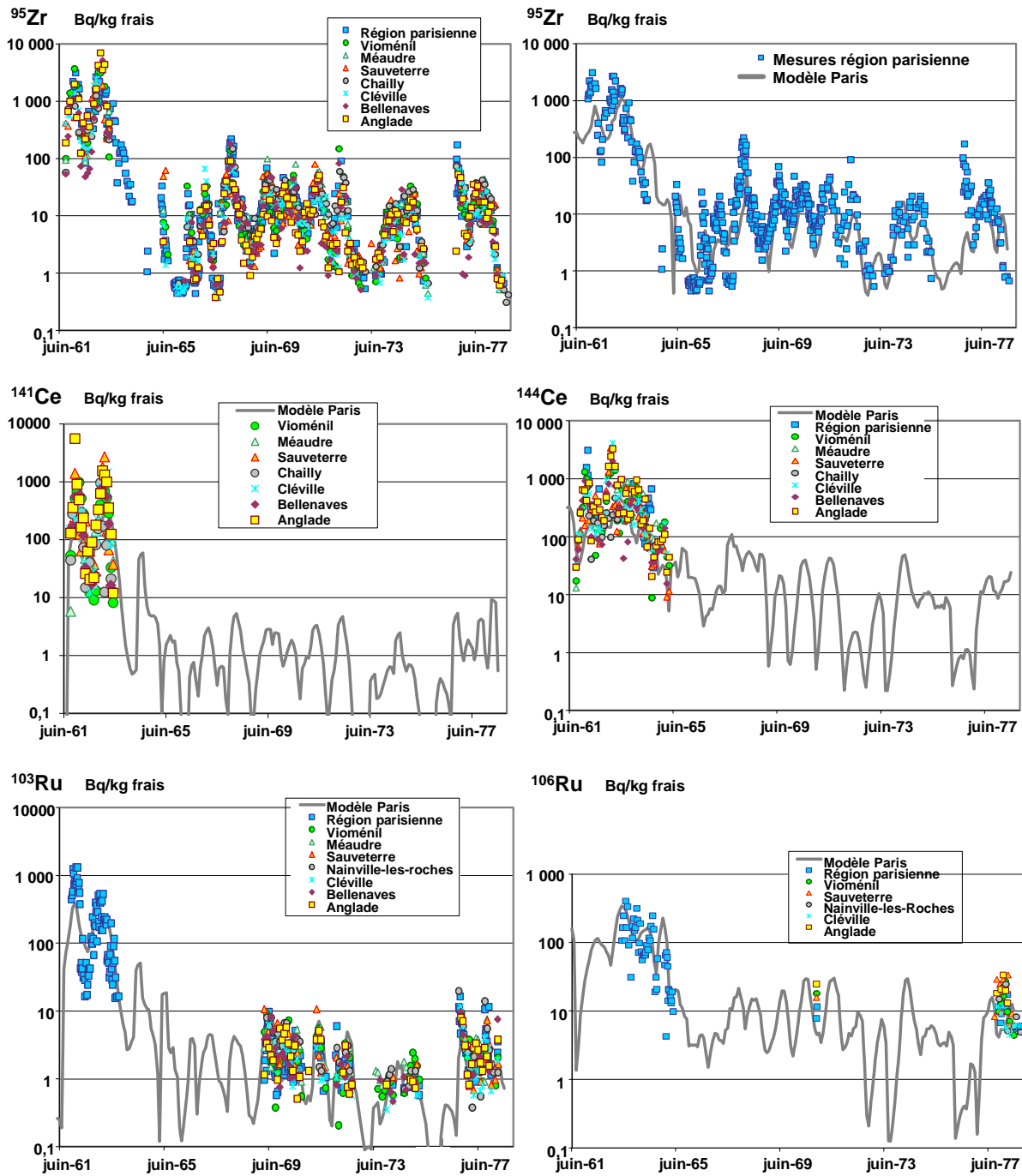


Figure 24a : Evolution des activités massiques de ^{95}Zr , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{103}Ru et ^{106}Ru mesurées dans des herbages prélevés en région parisienne de mars 1961 à juillet 1978 et résultats du modèle pour Paris (Bq/kg frais)

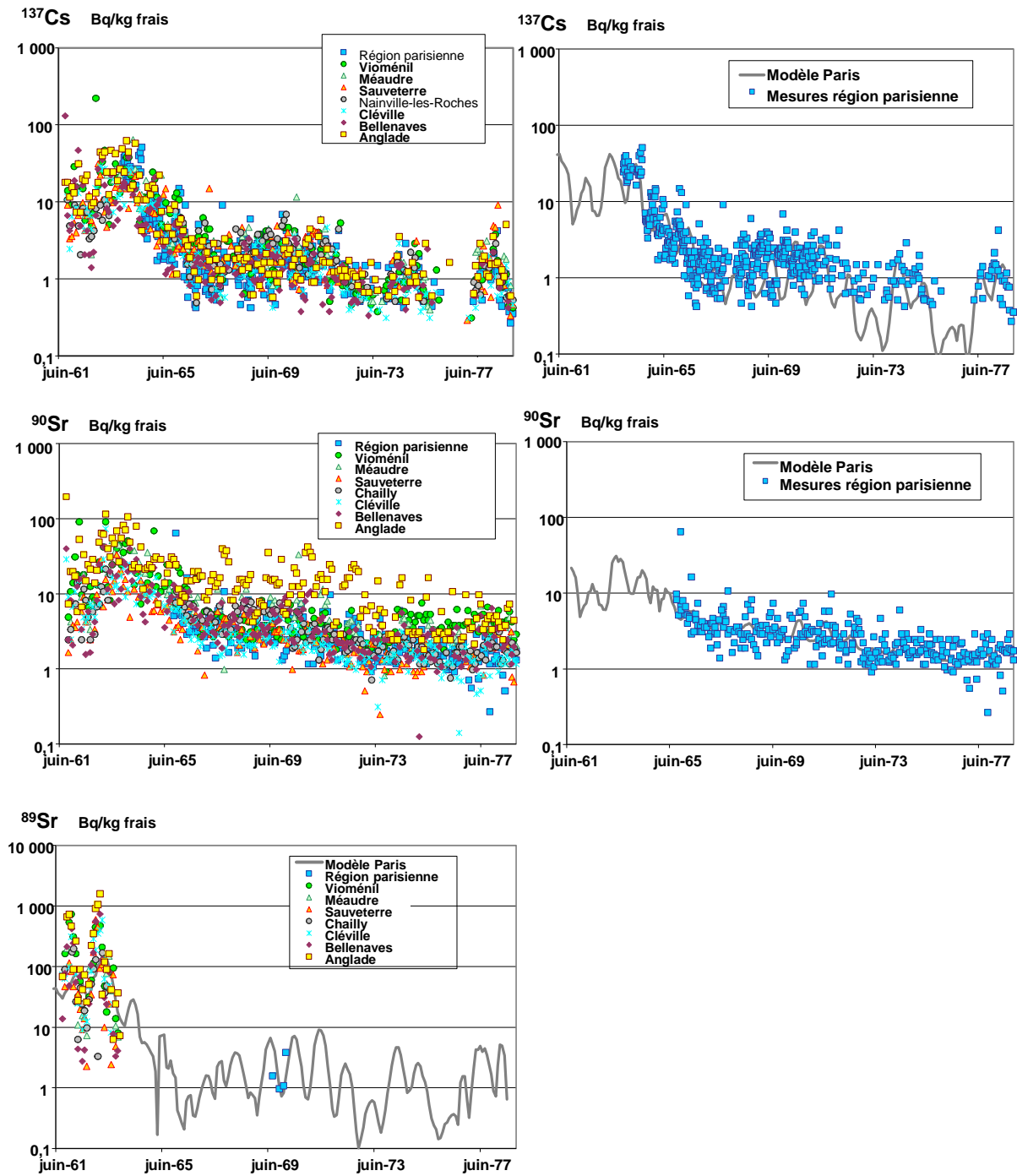


Figure 24b : Evolution des activités massiques de ^{137}Cs , ^{90}Sr et ^{89}Sr mesurées dans des herbages prélevés en région parisienne de mars 1961 à juillet 1978 et résultats du modèle pour Paris (Bq/kg frais)

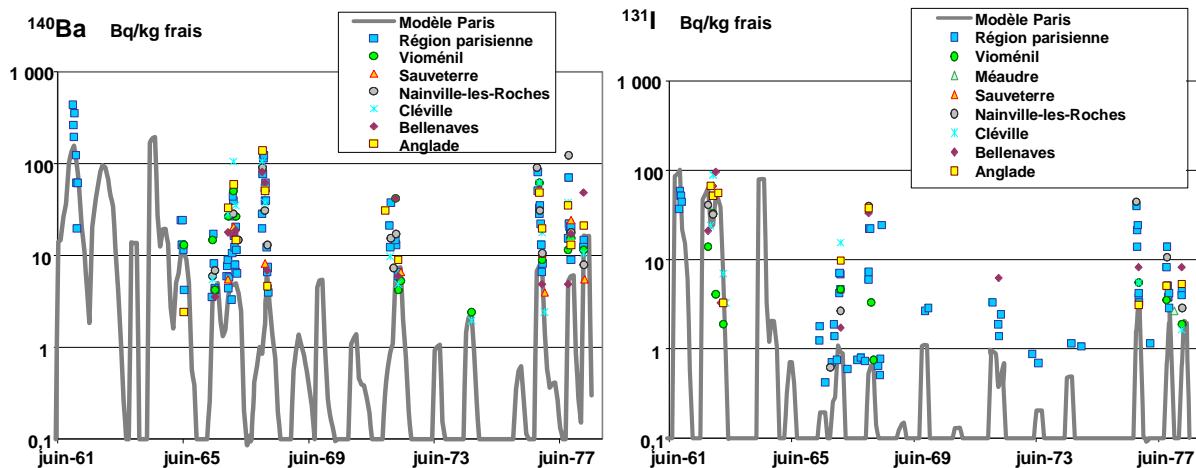


Figure 24c : Evolution des activités massiques de ^{140}Ba et ^{131}I mesurées dans des herbages prélevés en région parisienne de mars 1961 à juillet 1978 et résultats du modèle pour Paris (Bq/kg frais)

6.3. Activités massiques dans les légumes

Les activités massiques de ^{90}Sr et ^{137}Cs dans les légumes ont commencé à être mesurées dès le début des années 1960. Les analyses de ces deux radionucléides ont fourni des chroniques assez complètes pour plusieurs zones de prélèvement et ont permis d'ajuster le modèle de manière satisfaisante (voir l'annexe III). En revanche, les analyses des radionucléides de période plus courte n'ont débuté qu'en 1972 (^{95}Zr , ^{106}Ru , et ^{144}Ce) ou fin 1976 (^{103}Ru et ^{141}Ce), et n'ont fourni que peu de résultats qui ne permettent de juger de la concordance avec le modèle que sur les ordres de grandeurs.

La plupart des résultats disponibles sont présentés sur les figures 25a, 25b et 25c. Ces figures montrent une très importante variabilité des activités massiques mesurées dans les différentes catégories de légumes ; une variabilité qui s'étale le plus souvent sur deux et quelquefois trois ordres de grandeur. Plusieurs causes expliquent cette très grande variabilité.

Tout d'abord, le mot « légumes » regroupe une très grande diversité d'espèces et de variétés de végétaux à laquelle s'ajoute une grande diversité d'organes consommés, ce qui induit une grande variabilité des transferts des radionucléides. Pour réduire cette diversité, les légumes ont été regroupés d'un point de vue « radioécologique » en trois grandes catégories : les légumes-feuilles (salades, épinards, choux...), les légumes-racines (pomme-de-terre, carottes, navets...) et les légumes-fruits (tomates, poivrons, pois, courgettes...) auxquels ont été associés les fruits (pomme, pêches, abricots). Ces regroupements sont utilisés dans la plupart des modèles de radioécologie opérationnelle et se justifient par les mécanismes impliqués dans la contamination des végétaux. Ils restent cependant très grossiers au regard de paramètres influant sur les transferts de la contamination comme la masse foliaire, le temps de croissance... En effet, dans chaque catégorie sont regroupées des espèces aussi différentes qu'une salade et un poireau (légumes-feuilles), qu'une pomme et un haricot (légumes-fruits et fruits) ou qu'une betterave et un radis (légumes-racines). Outre le fait que la modélisation en radioécologie se limite le plus souvent à ces catégories, le nombre de résultats de mesure disponibles ne permet pas d'aller plus loin dans la différenciation des types de légumes.

Par ailleurs, pour la plupart des résultats de mesure, seule la région de prélèvement et le mois sont indiqués. Or, pour une date donnée, les dépôts au sein d'une région comme la Provence ou le Languedoc ont pu varier du simple au double. De plus, compte tenu de l'évolution des dépôts d'un

mois sur l'autre et des cinétiques de décroissance des radionucléides dans les légumes (de l'ordre de quelques jours), ne pas connaître la date précise du prélèvement (le plus souvent seul le mois de prélèvement est connu) engendre une incertitude pouvant atteindre un facteur 10. Cette variabilité très importante masque complètement les évolutions temporelles liées aux dépôts.

L'ajustement du modèle aux résultats de mesure, qui repose sur la moyenne des rapports mensuels « calculés/mesurés » sur l'ensemble de la période, réduit considérablement la variabilité par rapport aux résultats de mesure individuels. Outre un rapport « calculé/mesuré » proche de 1, la qualité de cet ajustement repose aussi sur le nombre de mesures disponibles.

Dans le cas des légumes-feuilles, les rapports « calculés/mesurés » moyens compris entre 0,9 et 1,5 (voir annexe III) sont assez satisfaisants compte tenu du nombre de mesures et malgré une dispersion importante autour de ces moyennes (écart-types allant de 0,5 à 3,8). L'ajustement du modèle aux mesures pour ^{90}Sr (rapport moyen « calculés/mesurés » de 1,1 et écart-type de 0,5) est particulièrement satisfaisant ; ceci résulte notamment de l'importance du transfert racinaire pour ce radionucléide qui « lisse » la variabilité liée à l'interception foliaire des dépôts. En revanche, il est difficile d'avancer une explication pour la valeur élevée du rapport moyen « calculé/mesuré » du ^{106}Ru (2,54).

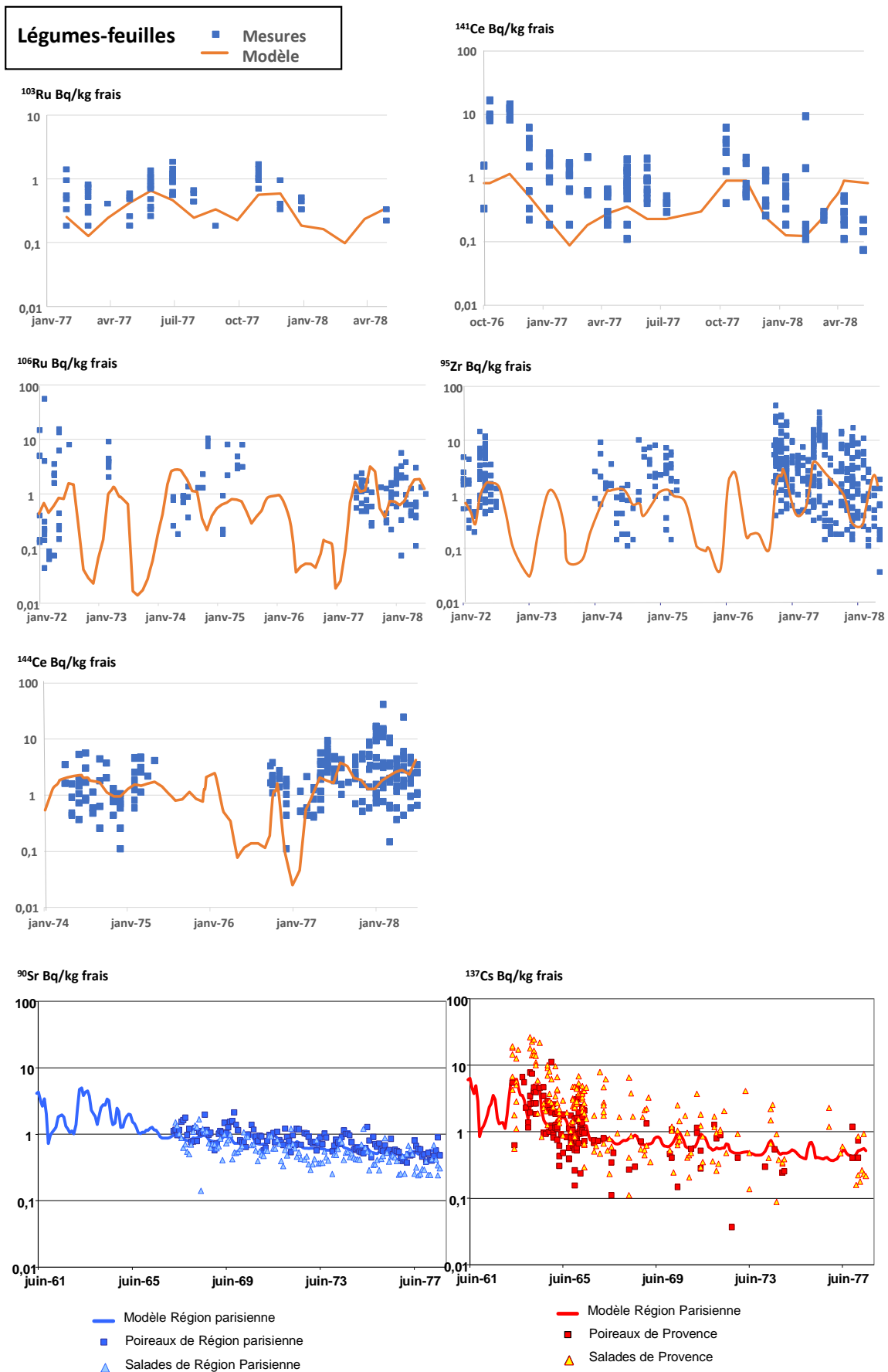
Pour les légumes-racines et les légumes-fruits, le nombre de résultats de mesure de ^{90}Sr et ^{137}Cs disponibles permet aussi un bon ajustement du modèle. Les rapports « calculés/mesurés » moyens vont de 1,05 à 1,1 pour ^{90}Sr et de 1,02 à 1,60 pour ^{137}Cs .

Pour les autres radionucléides, le nombre très limité de résultats de mesures de légumes-fruits et de légumes-racines ne permet que de confronter les ordres de grandeurs des activités massiques calculées et mesurées. Il apparaît ainsi que pour les légumes-racines, les rapports « calculés/mesurés » sont faibles pour ^{106}Ru , ^{95}Zr et ^{144}Ce (de 0,4 à 0,5) et très faibles pour ^{103}Ru et ^{141}Ce (0,1 et 0,2). Même s'il faut rappeler la faible confiance que l'on peut avoir dans ces valeurs compte tenu du nombre très limité de résultats de mesure, on observe que les activités massiques de ces radionucléides mesurées dans les légumes-racines sont du même niveau que celles mesurées dans les légumes-feuilles (entre 0,1 et 10 Bq/kg frais). Ceci n'est pas conforme aux connaissances sur les transferts. En effet, ces radionucléides sont connus pour leur très faible transfert racinaire et leur très faible mobilité dans les végétaux. Le transfert depuis les feuilles qui ont intercepté les dépôts vers les racines est donc théoriquement limité et ne devrait pas permettre d'atteindre des activités massiques aussi élevées que celles des feuilles. L'explication pourrait être un lavage insuffisant des échantillons et la présence lors de l'analyse, de particules de sol dont les activités massiques sont beaucoup plus élevées que celles des végétaux.

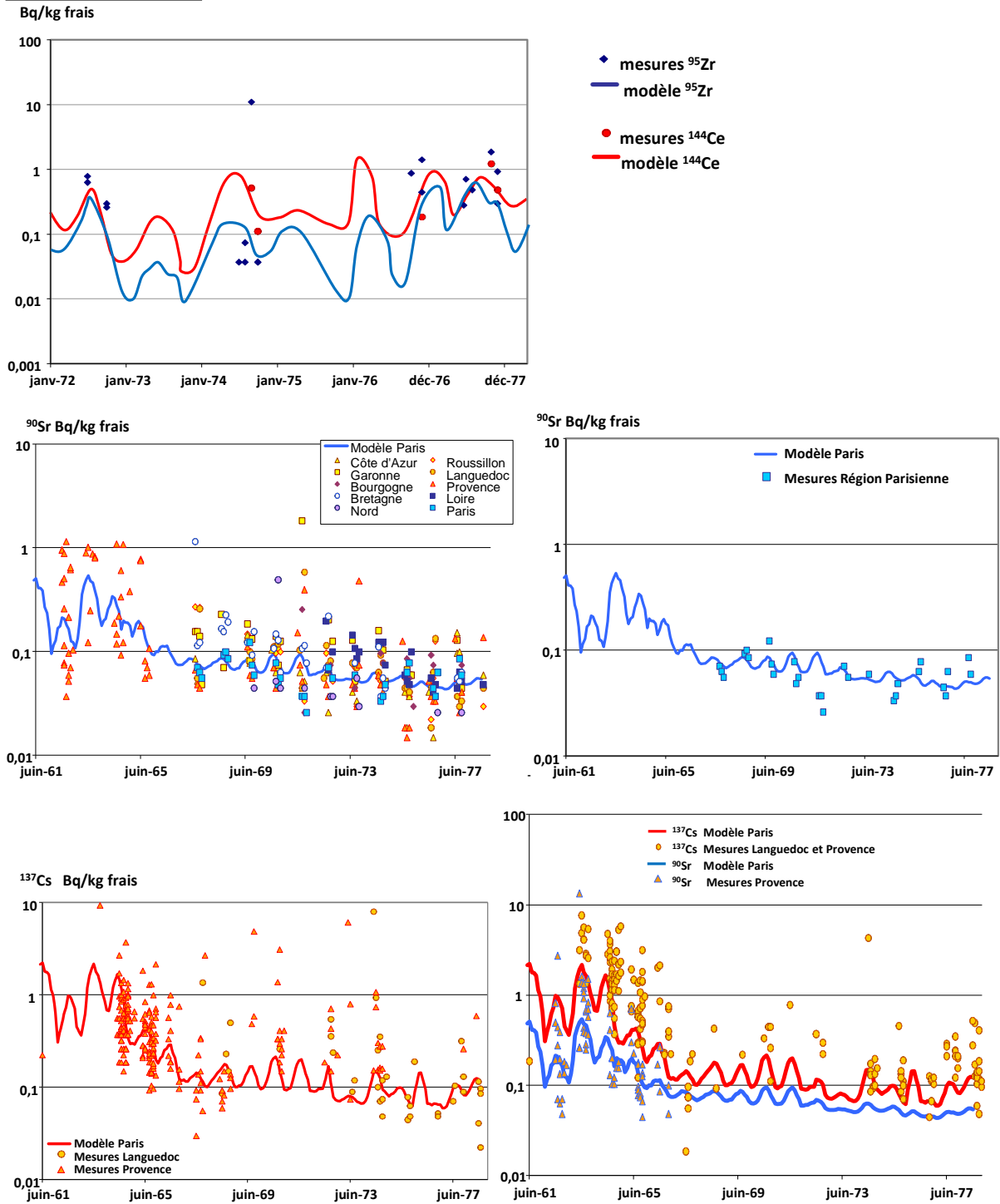
A l'exception des activités de radionucléides de période courte mesurées dans les légumes-racines qui semblent ainsi anormalement élevées, les activités mesurées dans les légumes sont conformes à celles attendues du fait des dépôts mensuels et de l'accumulation de ces dépôts dans les sols : les connaissances sur les transferts permettent de les expliquer. Ainsi, pour l'ensemble des 6 650 résultats de mesures de légumes, le rapport moyen « calculé/mesuré » est de 1,30, ce qui traduirait une surestimation modérée du modèle.

Concernant la variabilité spatiale, on observe que la variabilité intra régionale des activités mesurées, peut être nettement supérieure à la variabilité interrégionale liée à celle des dépôts. Ainsi, un transfert racinaire plus ou moins intense, lié aux caractéristiques du sol ou aux pratiques culturales, peut influencer notablement sur les activités massiques de ^{90}Sr dans les légumes.

Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain - Contamination de l'environnement et exposition de la population
Rapport IRSN n° 2024-00559

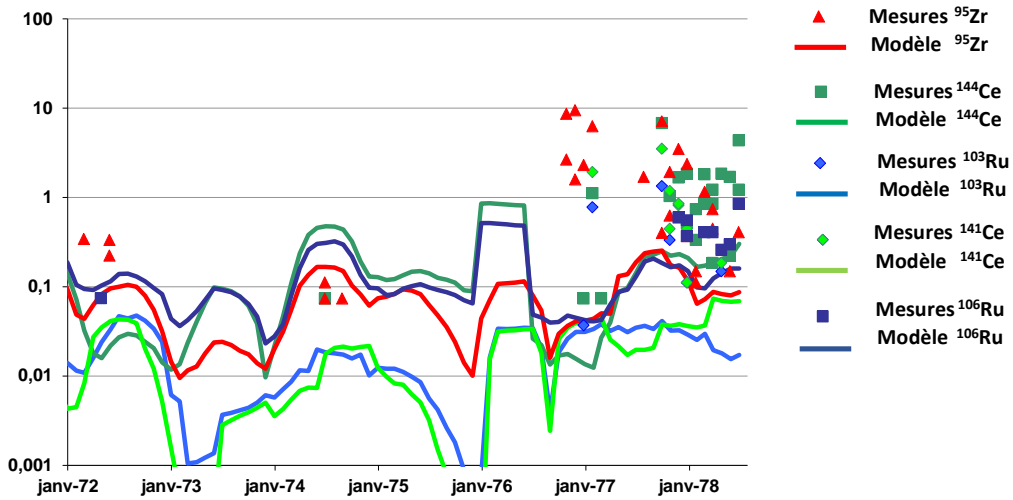


Légumes-fruits

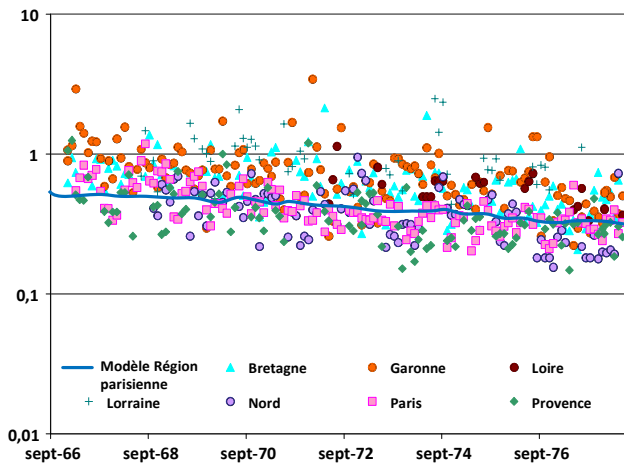


Légumes-racines

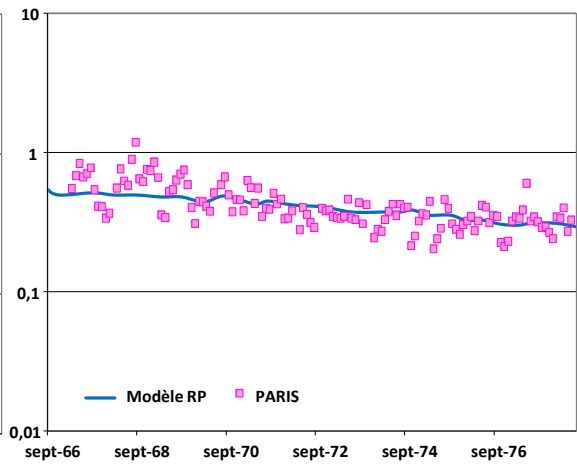
Bq/kg frais



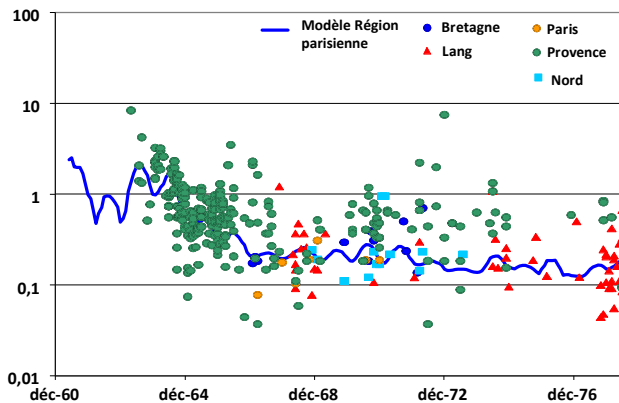
⁹⁰Sr Bq/kg frais



⁹⁰Sr Bq/kg frais



¹³⁷Cs Bq/kg frais



6.4. Activités massiques dans les céréales

En France, parmi les céréales cultivées, le blé joue un rôle prépondérant en raison de son importance dans la ration alimentaire moyenne (pain, pâtes). Les autres céréales sont, soit destinées à l'alimentation du bétail, soit, comme le riz, d'importance tout à fait mineure dans la consommation humaine ou dans la production. Par ailleurs, il existe moins de différences du point de vue radioécologique, entre deux espèces de céréales qu'entre deux types de légumes-feuilles par exemple. A des fins d'évaluation dosimétrique, l'hypothèse selon laquelle la contamination du blé est représentative de la contamination de l'ensemble des céréales peut être retenue.

Le grain de blé est constitué d'une amande à partir de laquelle est produite l'essentiel de la farine, du germe et de son enveloppe (germe et enveloppe peuvent être mélangés pour donner du son et du blé complet). Dans son enveloppe, l'amande ne reçoit pas directement les dépôts radioactifs et sa contamination résulte de la seule translocation (transfert depuis la feuille vers le grain). Par ailleurs, la translocation vers l'amande est plus faible que vers l'enveloppe. Il s'ensuit que l'activité massique des amandes et donc de la farine est plus faible que celle du grain de blé entier.

Des échantillons de grains de blé entier, collectés dans de grandes coopératives céréalères de sept grandes « régions agro-climatiques » (voir la carte de la figure 26) ont été mesurés par le SCPRI depuis 1969 ; des échantillons de farines ont été également collectés sur les mêmes centres ainsi que dans d'autres régions (administratives) ou départements depuis 1964.

Pour les grains de blé comme pour les farines, les radionucléides mesurés se limitent au ^{90}Sr et au ^{137}Cs . L'absence de résultats pour l' ^{131}I vient de sa très courte période radioactive qui induit sa disparition en trois mois. Or c'est approximativement le temps nécessaire aux coopératives pour regrouper les récoltes et procéder à la commercialisation. Les mesures du SCPRI ont été réalisées sur ces récoltes regroupées et homogénéisées dans de grands centres de collecte ; dès lors, l' ^{131}I ne pouvait plus y être décelé, pas plus qu'il ne pouvait être présent dans les produits céréaliers destinés à la consommation humaine. En ce qui concerne les autres radionucléides à vie courte (ruthéniums, cériums, baryum...), c'est principalement leur très faible transfert depuis les feuilles qui ont intercepté les dépôts radioactifs vers le grain, qui explique que leurs activités massiques aient été trop faibles pour être mesurées. De plus, l'absence d'accumulation dans les sols du fait de leur courte période radioactive rend leur transfert racinaire négligeable.

Les activités massiques mesurées dans la farine sont de l'ordre de 3,5 fois inférieures à celles mesurées dans le blé entier. L'enveloppe du grain concentre donc bien la majeure partie des radionucléides.

Pour les grains entiers comme pour les farines, ces activités massiques sont homogènes quelle que soit la provenance des échantillons, tant pour le ^{90}Sr que pour le ^{137}Cs ; une homogénéité qui contraste avec la grande variabilité précédemment observée pour les légumes. Les variations interrégionales des activités massiques sont en effet faibles : de l'ordre d'un facteur trois au maximum pour le ^{137}Cs comme pour le ^{90}Sr . Ceci résulte du regroupement des productions locales dans de grandes coopératives ; cette réalité conditionne non seulement les résultats de mesures exploités ici mais également les incorporations par l'Homme puisque les produits céréaliers sont distribués avec la même homogénéité que celle des mesures faites par le SCPRI, voire avec une homogénéité plus grande encore. De plus, les pratiques culturales et notamment l'utilisation d'engrais contribuent à uniformiser les caractéristiques des sols vis-à-vis du transfert racinaire.

Enfin, on note le très bon ajustement des résultats du modèle aux résultats de mesure. Les rapports moyens « calculé/mesuré » sont de 1,1 et 1,0 respectivement pour ^{137}Cs et ^{90}Sr avec des écart-types de 0,5 et 0,3, modérés au regard de ceux calculés précédemment pour les légumes. Les activités massiques de ^{90}Sr et ^{137}Cs mesurées dans le blé sont tout à fait conformes à celles que l'on pouvait attendre des dépôts mensuels (pour le transfert foliaire) et des dépôts cumulés dans les sols (pour le transfert racinaire).

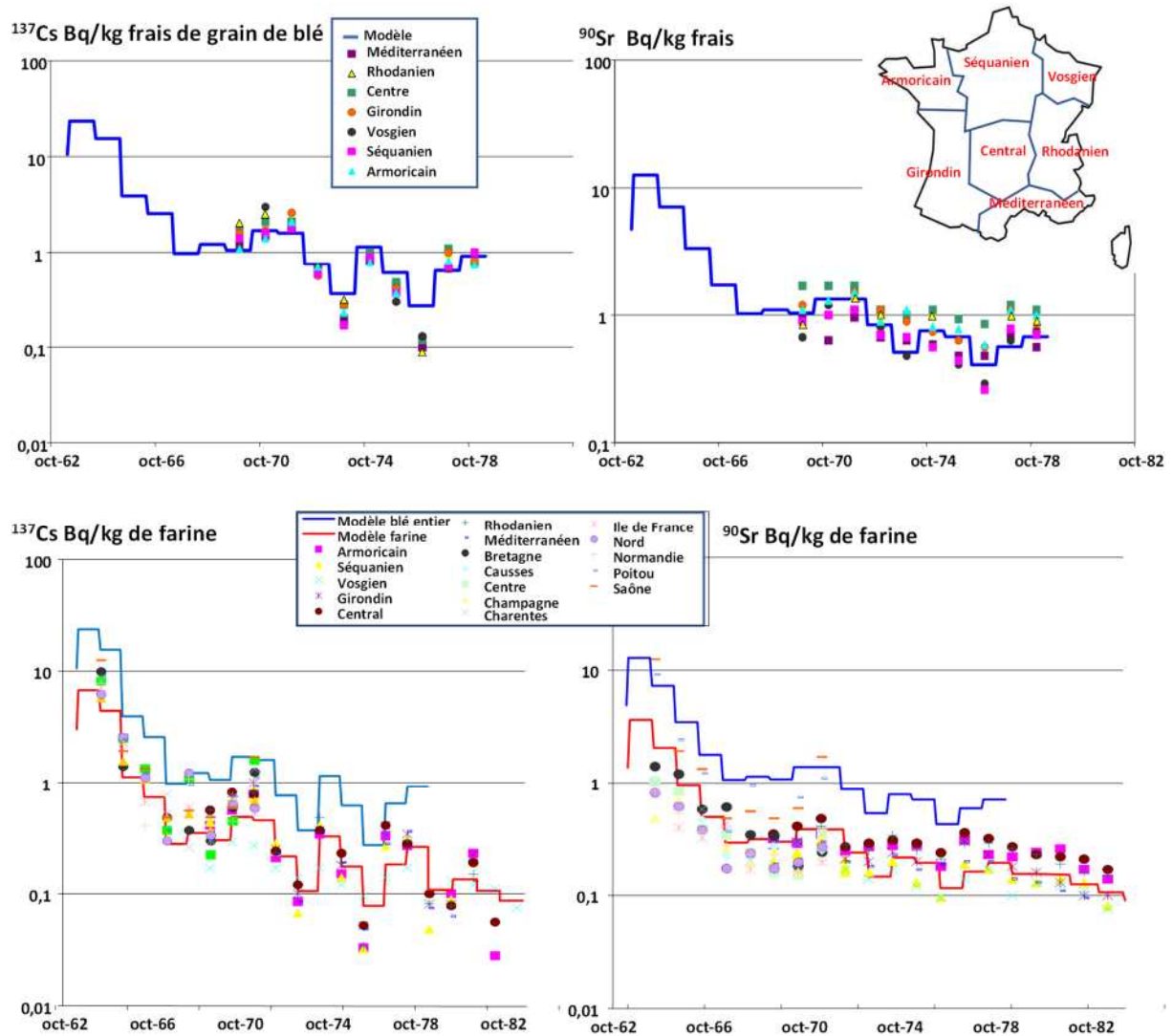


Figure 26 : Activités massiques de ^{137}Cs et ^{90}Sr dans des échantillons de grains de blé entiers prélevés dans de grands centres de collecte au sein de vastes « régions agro-climatiques » (Bq/kg frais)

6.5. Activités volumiques dans le lait de vache

Des échantillons de lait de vache collectés au niveau de huit stations réparties sur le territoire métropolitain ont été analysés par le SCPRI depuis 1961. Le choix de limiter les analyses au seul lait de vache se justifie par sa nette prédominance dans la consommation humaine de lait et de produits laitiers (au regard des laits de chèvres ou de brebis).

Seuls cinq radionucléides ont été mesurés dans le lait : ^{137}Cs , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{89}Sr et ^{90}Sr (voir la figure 27). L'absence de résultats de mesure pour les autres radionucléides s'explique par le très faible transfert des activités incorporées par les animaux vers leurs glandes mammaires. Ainsi, pour une même activité incorporée quotidiennement par une vache, le transfert au lait du ruthénium est de l'ordre de trente fois plus faible que celui du césium ou de l'iode ; celui du cérium de l'ordre de cent fois plus faible et celui du plutonium, déjà beaucoup moins présent dans les retombées, de l'ordre de mille fois plus faible. Les activités volumiques des radionucléides autres que ceux mesurés sont donc négligeables.

Les nombreux résultats de mesures de ^{137}Cs et ^{90}Sr disponibles (voir la figure 27) permettent, d'une part un bon ajustement du modèle, d'autre part, de mettre en évidence une variabilité spatiale marquée. Les moyennes des rapports « mesurés/calculés » pour la région parisienne sont de 1,06 et 1,07 pour ^{137}Cs et ^{90}Sr respectivement et présentent une dispersion modérée (0,4 pour les deux radionucléides). Les valeurs du facteur de transfert de ces radionucléides au lait, retenues sur la base des activités volumiques mesurées pour compléter les chroniques, sont en bon accord avec les valeurs préconisées dans les modèles. Les activités mesurées sont donc conformes avec l'attendu. La variabilité spatiale est illustrée par la figure 28 qui permet de comparer les activités volumiques mesurées sur les échantillons provenant de région parisienne et ceux provenant d'Anglade (Commune de Saint-Laurent-de-Céris). Pour les deux radionucléides, les activités volumiques relatives à Anglade sont près de cinq fois supérieures à celles relatives à la région parisienne. Une partie s'explique par l'écart entre les dépôts (un facteur 1,5) ; le reste (soit plus d'un facteur trois) s'explique par les caractéristiques des sols (notamment pour ^{90}Sr dont les activités dans les herbages prélevés à Anglade étaient déjà notablement élevées ; voir la figure 24b) ou par les pratiques d'alimentation des animaux. Les données disponibles ne permettent malheureusement pas de modéliser ces dernières causes de variabilité spatiale.

Comme vu précédemment, en raison de sa courte période radioactive, ^{131}I n'était mesurable que dans un délai très court après chaque explosion nucléaire et cette analyse était très contraignante d'un point de vue logistique. Les données disponibles pour ce radionucléide dans le lait de vache sont de ce fait très mal réparties dans le temps (dix-neuf dates de prélèvement distinctes uniquement, couvrant sept années sur les dix-huit concernées par l'étude). Pour pallier cette difficulté et rendre compte des niveaux d'activité de ^{131}I , des mesures étaient effectuées sur des thyroïdes de bovins (316 données). En tant qu'élément nécessaire au fonctionnement de la thyroïde, la majeure partie de l'iode incorporée est transférée à cette glande qui le concentre : durant les retombées des essais nucléaires, l'activité massique de ^{131}I dans les thyroïdes de bovins étaient cinq cent fois plus élevée que l'activité volumique du lait (Beninson *et al.*, 1972). Les activités volumiques de ^{131}I dans le lait de vache présentées sur la figure 27 ont ainsi été déduites de celles mesurées dans les thyroïdes de bovins. Grâce à cet indicateur biologique, les pics d'activités correspondant à la plupart des explosions chinoises ont pu être quantifiés. Comme dans le cas de l'herbe, une partie de la variabilité des activités mesurées est liée à la courte période du radionucléide au regard du pas de temps mensuel de l'étude. De plus, si globalement, à l'échelle de la France, la variabilité régionale des dépôts de radionucléides dus aux essais aériens peut être considérée comme proportionnelle à la variabilité régionale de la

pluviométrie moyenne annuelle, ce constat ne peut être considéré comme exact dans le cas de l'iode où les dépôts sont proportionnels aux hauteurs de pluies précipitées localement dans les quelques semaines suivant chaque essai, lesquelles sont largement plus variables que la pluviométrie moyenne annuelle.

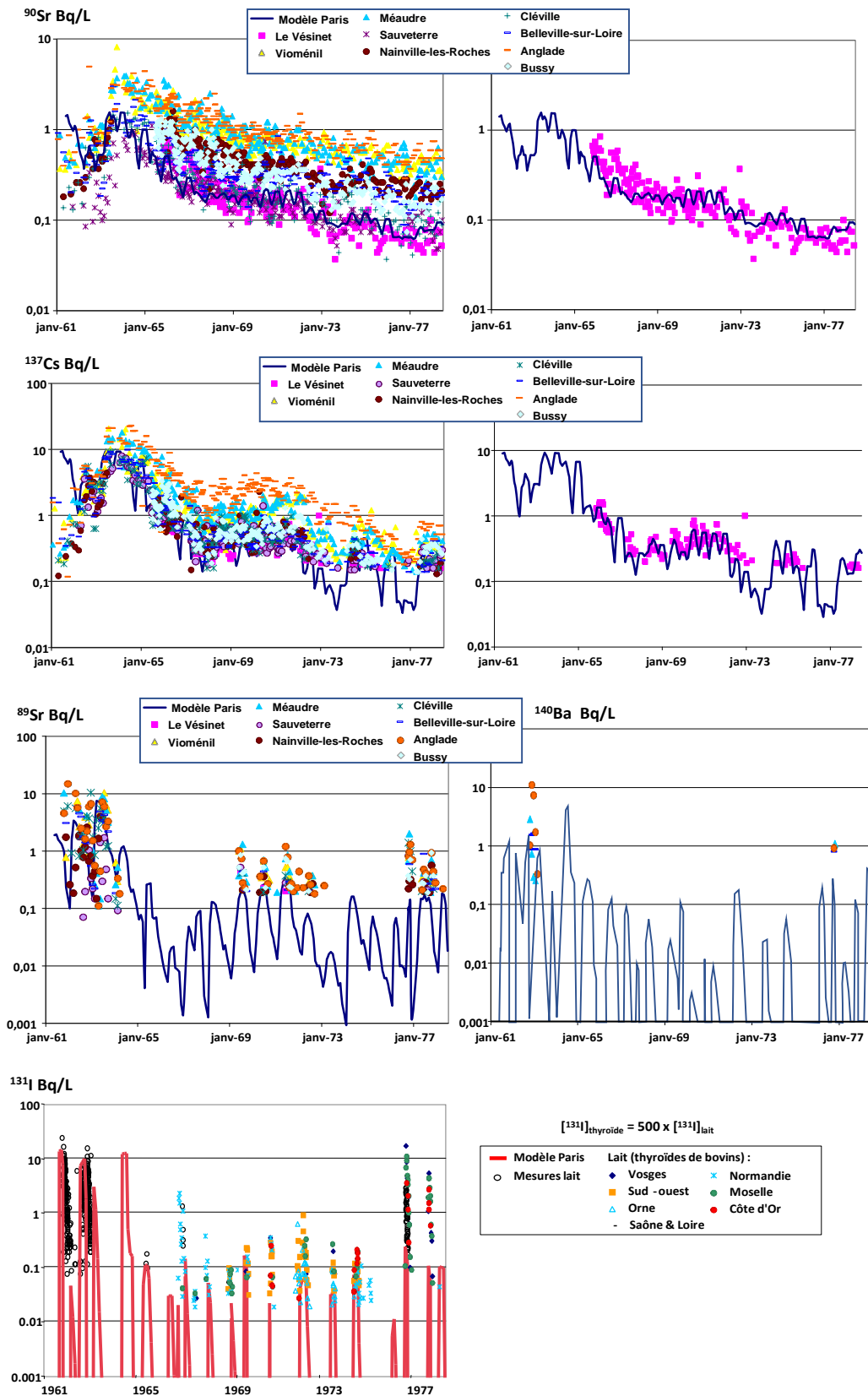


Figure 27 : Activités volumiques de ^{137}Cs , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{89}Sr et ^{90}Sr dans le lait de vache, mesurées et calculées par le modèle ajusté (Bq/L)

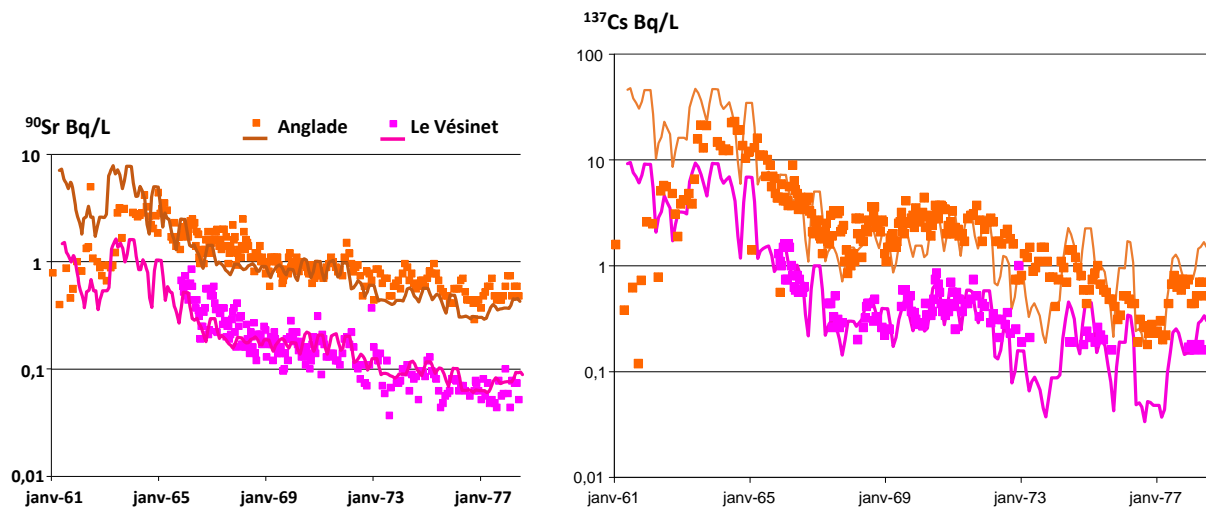


Figure 28 : Comparaison des activités volumiques de ^{137}Cs et ^{90}Sr dans le lait de vache provenant de région parisienne (Le Vésinet) et d'Anglade (Saint-Laurent-de-Céris) (Bq/L).

6.6. Activités massiques dans la viande de bœuf

De tous les radionucléides présents dans les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et incorporés par les animaux, le césium, analogue chimique du potassium, est de loin le plus transféré aux muscles et donc à la viande : trente à cinquante fois plus que l'iode, le ruthénium, le cérium ou l'antimoine, cent fois plus que le strontium et mille fois plus que le plutonium. Ceci explique que seul ^{137}Cs a pu être mesuré dans les échantillons de viande de bœuf analysés par le CEA/DPS de 1966 à 1971.

Sur cette période, les résultats sont assez nombreux pour ajuster le modèle pour la région parisienne et rendre compte de la variabilité spatiale des activités massiques mesurées (Voir la figure 29). L'ajustement permet d'obtenir, pour la région parisienne, un rapport « calculé/mesuré » de 0,96 issu de 138 résultats de mesure et assorti d'un écart-type de 0,65.

Sur la base de la quantité de fourrages consommés, ajustée aux résultats de mesure de ^{137}Cs , les chroniques d'activités massiques des autres radionucléides dans la viande de bœuf ont été reconstituées en utilisant les facteurs de transfert spécifiques préconisés dans le modèle CONDOR.

Comme pour le lait, on observe une variabilité spatiale probablement liée aux caractéristiques des sols et aux pratiques d'alimentation des animaux, qui s'ajoute à celle qui résulte de la variabilité spatiale des dépôts. Par ailleurs, la variabilité pour un même site semble être supérieure à celle observée pour le lait de vache. Ceci s'explique par le fait que les échantillons de viande proviennent généralement d'un seul animal et qu'à la variabilité spatiale, s'ajoute une probable variabilité individuelle qui n'apparaît pas pour le lait, les productions d'un troupeau étant regroupées au sein de l'exploitation, voire au sein d'une coopérative avant échantillonnage.

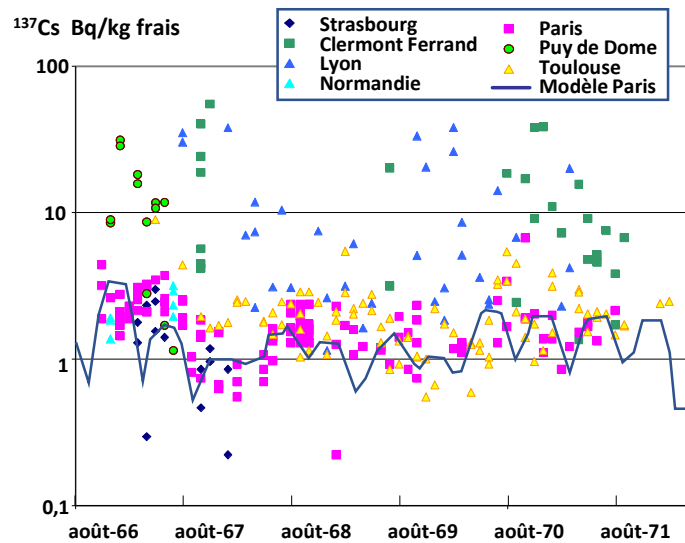


Figure 29 : Activités de ^{137}Cs dans la viande de bœuf (Bq/kg frais)

6.7. Cas du tritium et du carbone 14

Comme le carbone 12 stable, le carbone 14 présent dans l'air sous forme de CO_2 est absorbé par les végétaux lors de la photosynthèse. Il est ensuite transféré aux animaux par ingestion de denrées. Le carbone 14 n'étant quasiment pas discriminé du carbone 12, ni par la photosynthèse, ni par le métabolisme des animaux, la proportion de carbone 14 dans le carbone total qui s'exprime par l'activité de carbone 14 par unité de masse de carbone, est conservée égale dans toute la chaîne alimentaire, notamment dans les denrées. Depuis 1950, cette activité est mesurée dans des végétaux prélevés en différents points du globe ; elle y est très homogène (Roussel-Debet, 2007). Depuis 1994, l'IRSN réalise également ce suivi à partir d'échantillons de végétaux collectés dans des zones situées en dehors de l'influence d'une installation nucléaires (IRSN, 2021).

La figure 30 montre qu'au début des années 1950, l'activité de carbone 14 par unité de masse de carbone était de 226 Bq/kg de C. Cette activité résultait de l'équilibre entre la production de carbone 14 naturel cosmogénique et les pertes liées au piégeage de ce radionucléide dans les carbonates, notamment les carbonates océaniques (l'effet de la décroissance radioactive pour ce radionucléide de 5600 ans de période est négligeable à notre échelle de temps). Cette activité a rapidement augmenté dans les années 1950 pour atteindre autour de 420 Bq/kg de C en 1964, du fait des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Elle a ensuite diminué en raison de l'augmentation de la teneur en CO_2 de l'air liée à la combustion de sources d'énergie fossile (gaz et pétrole) dépourvues de carbone 14, induisant donc sa « dilution ». La part de ces activités imputables aux essais nucléaires peut être estimée en retranchant la valeur de 226 Bq/kg de carbone, considérée comme représentative du bruit de fond du carbone 14 avant les essais nucléaires, aux activités mesurées.

Les activités massiques et volumiques de ^{14}C dans toutes les denrées peuvent ensuite être obtenues à partir de ces activités par unité de masse de carbone en prenant en compte les teneurs en carbone des denrées fraîches (kg de C/kg frais) présentées dans le tableau X et issue de l'AIEA.

La figure 31 présente l'évolution des activités massiques des principales catégories de denrées imputables aux essais nucléaires ainsi estimée.

Tableau X : Teneur en carbone des principales catégories de denrées (kg de C/kg de denrée fraîche)

Légumes-feuille	Légumes-fruit + fruits	Légumes-racine	Céréales	Lait	Viande de bœuf
0,03	0,06	0,05	0,4	0,065	0,25

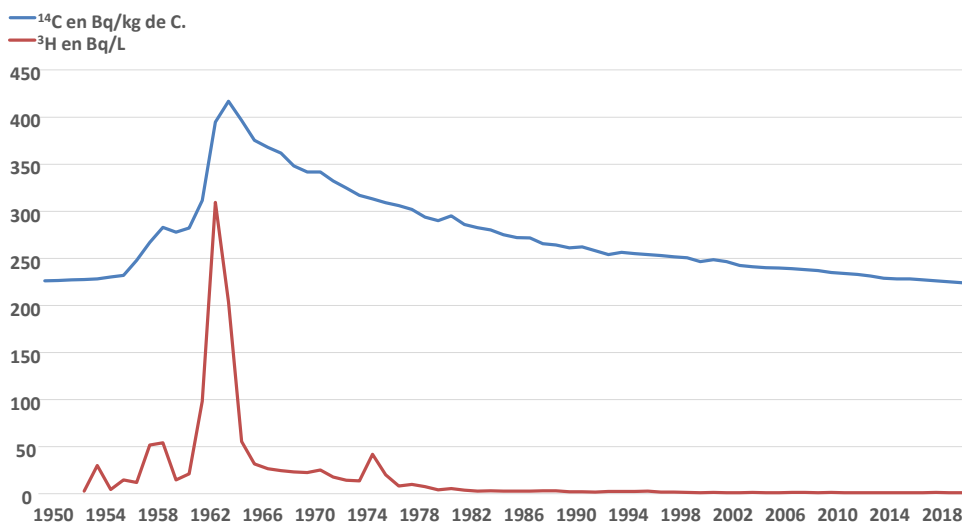


Figure 30 : Evolution des activités de carbone 14 par unité de masse de carbone mesurées dans des végétaux provenant de différents points du globe et des activités volumiques de tritium mesurées dans les eaux de pluies d'Ottawa, Thonon-les-Bains et Opme

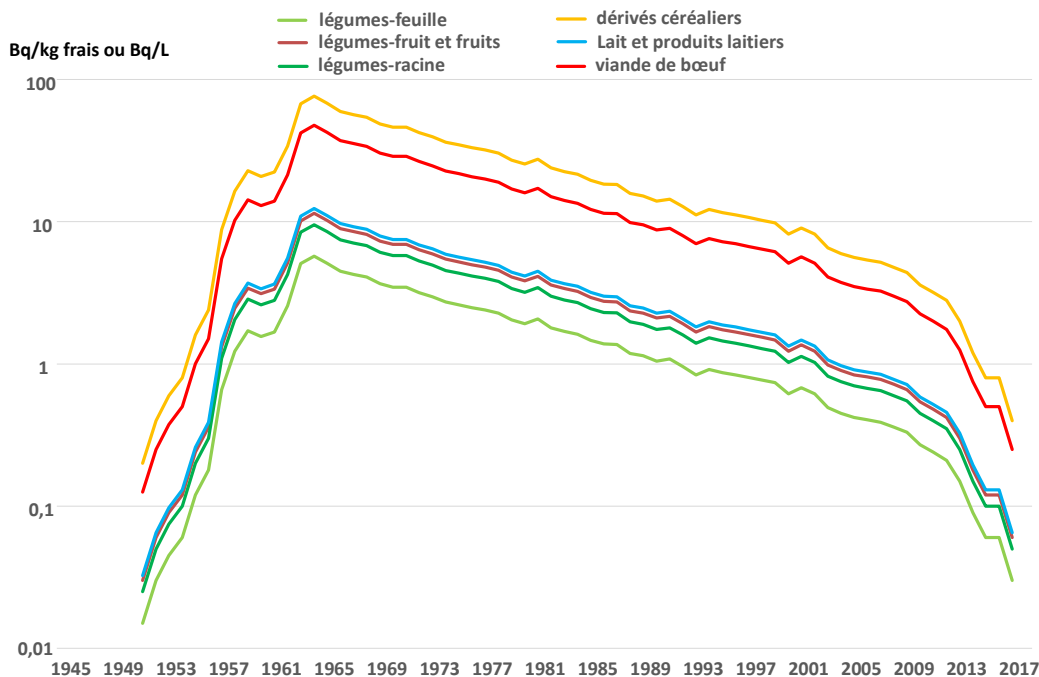


Figure 31 : Evolution des activités massiques de carbone 14 dans différentes catégories de denrées (Bq/kg frais ou Bq/L)

Comme le carbone 14, le tritium des végétaux provient de l'air, plus précisément de la vapeur d'eau atmosphérique qu'il intègre lors de la photosynthèse. Il est ensuite transféré aux animaux principalement par ingestion d'aliment, même s'il existe aussi une absorption transcutanée. Le tritium est présent dans les organismes vivants sous forme d'eau tritiée contenue dans les tissus (tritium libre noté HTO) et sous forme de tritium lié à la matière organique (TOL). L'activité totale en tritium d'une denrée est donc égale à la somme des activités de tritium libre (HTO) et de tritium lié (TOL).

Lorsque l'activité de tritium dans l'air fluctue peu à l'échelle de quelques semaines ou mois, ce qui est le cas de celle qui résulte des retombées des essais nucléaires ou d'origine cosmogénique, on peut considérer que les activités volumiques de HTO et de TOL sont égales à celle de la vapeur d'eau de l'air. Les activités massiques et volumiques de tritium dans les denrées, exprimées en Bq/kg frais ou en Bq/L, peuvent donc être déduites des activités volumiques mesurées dans la vapeur d'eau atmosphérique. Les activités de tritium libre (HTO) sont estimées en prenant en compte la teneur en eau de la denrée¹¹ ; celles du tritium liée (TOL) sont estimées en considérant la quantité d'eau produite lors de la combustion de la matière organique sèche¹². Afin d'estimer la part imputable aux essais nucléaires, une activité volumique de 0,4 Bq/L¹³ considérée comme représentative de l'activité en tritium d'origine cosmogénique qui prévalait avant les essais nucléaires a été déduite des activités mesurées dans les eaux de pluie.

La figure 32 présente l'évolution des activités massiques et volumiques de tritium dues aux essais nucléaires dans les principales catégories de denrées alimentaires depuis 1953. Ces activités se sont ajoutées aux activités de tritium naturel cosmogénique. Pour chaque catégorie est indiquée ce que représente (en pourcent) l'activité de HTO dans l'activité totale ; le complément étant l'activité liée à la matière organique. Ces contributions sont directement influencées par la teneur en eau des denrées : plus la teneur en eau est grande, plus importante est la part de l'activité en HTO de la denrée. Contrairement à la plupart des autres radionucléides, le tritium se trouve dans l'eau sous forme dissoute ; il n'est donc pas arrêté par le traitement de potabilisation. L'eau est donc, pour ce radionucléide, une denrée importante à considérer. On suppose pour cette étude que l'activité volumique des eaux de boisson est égale à celle des eaux de pluie. Ceci est vrai lorsque l'origine de l'eau de boisson est un cours d'eau ; dans le cas d'une eau souterraine, cette hypothèse est pénalisante. Les activités massiques et volumiques de tritium dans les différentes denrées alimentaires sont très proches ; l'activité la plus faible, celle des céréales, n'est que de 30% inférieure à l'activité la plus élevée qui est celle de l'eau de boisson.

Les activités massiques de tritium dans les denrées alimentaires se situaient probablement entre 0,1 et 0,6 Bq/kg frais avant 1945. Déjà supérieures à 1 Bq/kg frais en 1953, elles ont continué à augmenter rapidement pour être autour de 300 Bq/kg frais en 1963. Elles ont régulièrement diminué depuis par décroissance radioactive et aussi en raison de la déperdition globale de tritium en milieu terrestre par dilution dans les eaux océaniques.

¹¹ La teneur en eau varie fortement d'une denrée à l'autre : de 0,9 L/kg frais pour un légume-feuille à 0,12 L/kg frais pour un grain de blé. Les teneurs en eau utilisées dans cette étude sont celles préconisées par l'AIEA complétées par des données issues de mesures effectuées par l'IRSN.

¹² La quantité d'eau récupérée lors de la combustion de la matière organique sèche est assez constante quelle que soit la denrée considérée ; elle est proche de 0,6 L/kg de matière sèche incinérée.

¹³ L'activité en tritium antérieure aux essais nucléaires était comprise entre 0,2 et 0,6 Bq/L ; une valeur intermédiaire de 0,4 Bq/L a été retenue dans cette étude.

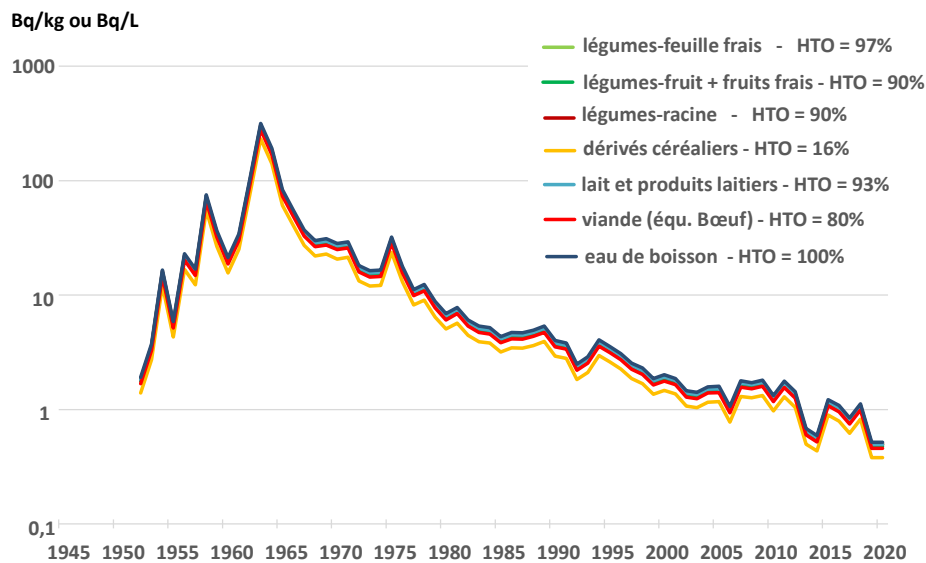


Figure 32 : Activités massiques et volumiques de ^3H dans les denrées alimentaires (Bq/L ou Bq/kg frais) ajoutées aux activités cosmogéniques par les essais nucléaires et contribution de HTO à ces activités totales de ^3H

6.8. Bilan sur la contamination des denrées alimentaires

Les nombreux résultats des mesures radiologiques effectuées par le SCPRI et le CEA/DPS fournissent une connaissance satisfaisante des activités massiques et volumiques des radionucléides d'intérêt provenant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, pour les principales catégories de denrées alimentaires entrant dans la composition de la ration alimentaire humaine.

Les activités mesurées ont, pour la plupart, pu être expliquées par les dépôts radioactifs qui en sont à l'origine, ainsi que par les connaissances que l'on a des transferts des radionucléides dans la chaîne alimentaire. Les résultats de mesure disponibles ont permis d'ajuster les valeurs des paramètres d'un modèle propre à la région parisienne et susceptible de convenir à toute région recevant une pluviométrie moyenne annuelle de l'ordre de 700 mm/an. Cet ajustement est satisfaisant, d'une part parce qu'il permet d'obtenir une très bonne concordance entre les résultats mesurés et ceux calculés (rapport « calculé/mesuré » le plus souvent voisin de 1), d'autre part, du fait que les valeurs de paramètres ainsi déterminées sont très proches, et même quelquefois égales, aux valeurs préconisées dans la bibliographie. La principale exception concerne les légumes-racines pour lesquels les activités mesurées sont nettement supérieures à celles attendues ; l'explication avancée serait la pollution par des particules de sols, d'échantillons de racines et tubercules insuffisamment nettoyés lors de leur traitement.

Le modèle, ajusté sur les données disponibles, permet donc de compléter de manière fiable les chroniques des activités massiques et volumiques des radionucléides mesurés dans les denrées alimentaires.

Les connaissances bibliographiques sur les radionucléides et sur leurs transferts dans l'environnement, expliquent aussi pourquoi les activités de certains radionucléides étaient trop faibles pour être mesurées (cas de la plupart des radionucléides dans le lait et la viande). Elles permettent également

de vérifier que les radionucléides pour lesquels on dispose de résultats de mesure pour ajuster le modèle, sont bien ceux dont les activités massiques ou volumiques étaient les plus élevées.

Les chroniques des activités massiques des radionucléides non mesurés mais présents dans les retombées des essais nucléaires ont été reconstituées par modélisation en utilisant les valeurs ajustées aux mesures disponibles pour les paramètres non dépendant des radionucléides et des valeurs préconisées dans le modèle CONDOR pour les paramètres dépendant des radionucléides.

Concernant la viande, les résultats de mesure ne portent que sur la seule viande bœuf, or les viandes de volailles et de porc (au travers notamment de la charcuterie) constituent aussi des composantes importantes de la ration alimentaire carnée humaine. La modélisation montre que ces deux types de viandes ont très probablement été moins contaminés que la viande de bœuf, en raison de l'alimentation de ces animaux basée sur des céréales et des oléo-protéagineux dont les activités massiques étaient nettement plus faibles que celles des fourrages donnés aux bovins et basés principalement sur de l'herbe.

Enfin, les résultats de mesure dans certaines denrées alimentaires ont montré que les caractéristiques des sols et les pratiques culturales et d'alimentation des animaux ont pu introduire une variabilité spatiale supplémentaire, quelquefois supérieure à celle résultant des dépôts radioactifs. Même s'il est toujours possible d'ajuster le modèle à un site d'échantillonnage particulier dès lors que l'on dispose de suffisamment de résultats de mesure, les conditions d'application de tels modèles spécifiques à l'ensemble du territoire ne sont pas accessibles dans le cadre de cette étude.

7. Reconstitution des doses par inhalation

7.1. Méthodologie de calcul des doses par inhalation pour la période allant de juin 1961 à juillet 1978

L'estimation des doses par inhalation repose sur les chroniques des activités volumiques dans l'air moyennes mensuelles (Bq/m^3) reconstituées précédemment (voir le chapitre 4). Compte tenu du caractère permanent de la contamination atmosphérique, les activités volumiques à l'intérieur des habitations sont supposées égales à celles mesurées dans l'air à l'extérieur.

L'application de débits respiratoires (m^3/h) relatives à différentes occupations (sommeil, activités physiques légères ou intenses) et propres à chaque classe d'âge, permet d'estimer l'activité des radionucléides incorporés par inhalation chaque mois (Bq/mois). La tableau XI fournit les valeurs des paramètres utilisés dans cette étude ; elles sont issues des budget-temps et des débits respiratoires par types d'occupation proposés dans la publication 66 de la CIPR. Les débits respiratoires moyens journaliers ainsi calculés pour chaque classe d'âge (colonne de droite) sont les mêmes que ceux utilisés par l'UNSCEAR pour ses évaluations de doses par inhalation, à l'exception de l'adulte pour lequel l'UNSCEAR considère un débit respiratoire unique de $22,2 \text{ m}^3/\text{j}$, intermédiaire entre ceux retenus pour cette étude et très proche de celui retenu pour l'adolescent de 13-17 ans.

Tableau XI : Valeurs des paramètres relatifs à l'exposition par inhalation

	Sommeil		Repos		Exercice léger		Exercice lourd		Moyen journalier
	m^3/h	h	m^3/h	h	m^3/h	h	m^3/h	h	
Nourrisson	0,1	24,0	-	-	-	-	-	-	2,2
1-2 ans	0,2	14,0	0,2	3,3	0,4	6,7	-	-	5,2
3-7 ans	0,2	12,0	0,3	4,0	0,6	8,0	2,0	-	8,7
8-12 ans	0,3	10,0	0,4	4,7	1,1	9,3	2,7	-	15,3
13-17 ans	0,4	10,0	0,5	4,0	1,3	8,0	3,0	2,0	22,4
Travailleur extérieur	0,4	8,5	0,5	3,2	1,4	6,3	2,9	6,0	30,6
Travailleur sédentaire	0,4	8,5	0,5	5,2	1,4	10,3	-	-	19,9

Enfin un facteur de dose par unité d'incorporation (DPUI en Bq/Sv inhalé) permet d'estimer la dose reçue à partir des activités incorporées par inhalation. Les DPUI utilisées dans cette étude, pour calculer les doses efficaces et équivalentes engagées à la thyroïde, au cerveau, au colon, aux poumons, aux seins et à la prostate, pour les différentes classes d'âges, sont issues de l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 publié dans le Journal Officiel de la république française (JO 2003) et de la publication 72 de la CIPR. Comme indiqué dans le chapitre 4 et en accord avec la CIPR, on considère que 50% de l'iode se trouvait sous forme gazeuse et 50% sous forme particulaire. Dans le cas du carbone 14, la forme retenue est le dioxyde de carbone ($^{14}\text{CO}_2$)

7.2. Doses efficaces par inhalation estimées pour un adulte sur la période 1961-1978 ; comparaison avec les estimations de l'UNSCEAR

La figure 33 présente l'évolution des doses efficaces mensuelles pour un adulte estimées en utilisant la méthodologie précédente. Cette évolution et les contributions respectives des différents radionucléides sont directement liées, d'une part aux activités dans l'air, d'autre part aux différents niveaux de radiotoxicité par inhalation propre à chaque radionucléide (DPUI voir paragraphe 7.1). Cette figure fait clairement apparaître les sept radionucléides qui contribuent (avec leur filiation) à l'essentiel des doses efficaces reçues par inhalation, par ordre d'importance : $^{144}\text{Ce}+$, $^{106}\text{Ru}+$, $^{239+240}\text{Pu}$, ^{91}Y , ^{241}Pu et $^{95}\text{Zr}+$.

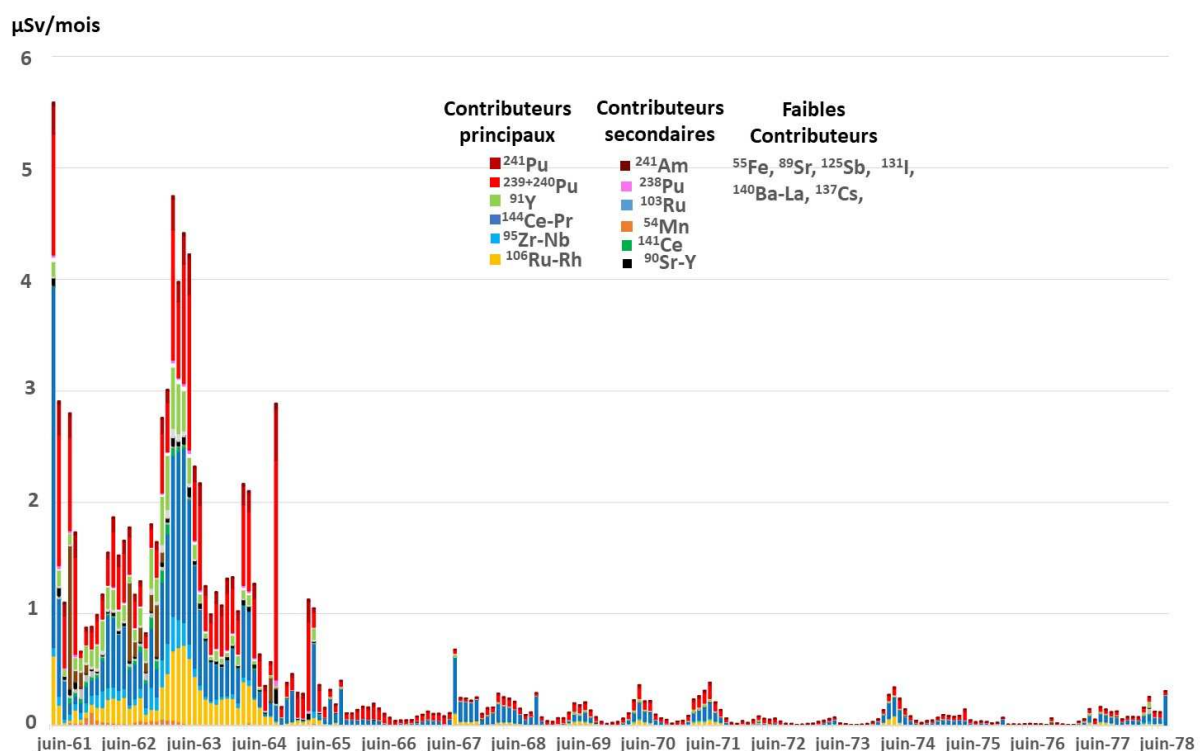


Figure 33 : Doses efficaces mensuelles calculées pour un adulte de juin 1961 à juillet 1978 avec contribution des différents radionucléides

Des estimations similaires ont été faites pour les différentes classes d'âges. Les chroniques de doses annuelles obtenues par sommation de ces doses mensuelles seront commentées dans le paragraphe 7.4.

Dans son rapport de 2000, l'UNSCEAR fournit les estimations moyennes mondiales des doses efficaces annuelles par inhalation pour un adulte de 1945 à 1985 (UNSCEAR, 2000). Ces estimations peuvent être comparées aux moyennes annuelles estimées dans le cadre de cette étude sur la période 1962-1977 (les années 1961 et 1978 n'étant pas complètes). Cette comparaison est faite pour un adulte sédentaire dont le débit respiratoire moyen journalier, de $19,9 \text{ m}^3/\text{j}$, est proche de celui utilisé par l'UNSCEAR qui est de $22,2 \text{ m}^3/\text{j}$. Les graphiques de la figure 34 confirment que le $^{144}\text{Ce}+$, le $^{106}\text{Ru}+$ (en vert et rouge sur le graphique du haut à droite) et les actinides ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Pu et ^{241}Am , en rouge

sur le graphique du haut à gauche), induisent les doses efficaces par inhalation pour un adulte les plus élevées. Les actinides ont été regroupés pour permettre la comparaison avec l'UNSCEAR qui ne détaille pas dans son rapport les doses relatives à chaque actinide.

Cette comparaison montre une bonne concordance entre les estimations moyennes mondiales de l'UNSCEAR et celles faites pour la France métropolitaine dans le cadre de cette étude. C'est notamment le cas pour les principaux contributeurs aux doses efficaces par inhalation pour lesquels le rapport moyen entre les deux estimations (UNSCEAR/IRSN) est proche de 1 : 1,2 pour $^{144}\text{Ce}+$, 1,1 pour $^{106}\text{Ru}+$ et pour les actinides, 0,9 pour ^{91}Y et $^{95}\text{Zr}+$ (voir le tableau XII). De manière générale, ces rapports UNSCEAR/IRSN restent compris entre 0,5 (pour $^{140}\text{Ba}+$) et 1,9 (pour ^{89}Sr) si l'on excepte le cas de $^{90}\text{Sr}+$ qui sera discuté dans le paragraphe suivant. Le fait que les deux lots d'estimations soient ainsi très proches pour la plupart des radionucléides n'était pas obligatoirement attendu car, comme indiqué précédemment, les retombées radioactives sur la gamme de latitudes à laquelle appartient la France ont été plus importantes que partout ailleurs sur le globe. Il est probable que la pondération effectuée par l'UNSCEAR suivant la densité de population ait conduit à rapprocher les doses mondiales de celles estimées pour la France.

Le cas de $^{90}\text{Sr}+$ se distingue de manière importante de celui des autres radionucléides. En effet, la dose par inhalation estimée par l'UNSCEAR pour ce radionucléide est, en moyenne sur la période, cinq fois supérieure à celle estimée dans cette étude (voir le tableau XII). L'examen des résultats présentés dans le rapport de l'UNSCEAR fait apparaître une incohérence susceptible d'expliquer cet écart. Le rapport entre les activités volumiques de $^{90}\text{Sr}+$ et $^{137}\text{Cs}+$ ($^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$) constatées dans l'air, dans les eaux de pluie et dans les activités surfaciques déposées est de 0,7 pour l'UNSCEAR comme pour l'IRSN (voir le tableau IV). Par ailleurs, le rapport des DPUI de ces deux radionucléides (DPUI $^{90}\text{Sr}+$ /DPUI $^{137}\text{Cs}+$) est de 7,8. Il en résulte que le rapport entre les doses par inhalation devrait être de l'ordre de $7,8 \times 0,7 = 5,5$ (les valeurs des autres paramètres de scénario intervenant dans les calculs étant identiques). Or, si ce rapport est proche de cette valeur dans la présente étude (5,8), il est en revanche beaucoup plus élevé pour les estimations de l'UNSCEAR avec une valeur de 28. L'écart d'un facteur 5 ($28/5,5$) correspond très exactement à celui constaté entre les doses par inhalation estimées par l'UNSCEAR et l'IRSN. Ceci pourrait résulter du choix du type d'absorption pulmonaire. Il existe en effet un écart d'un facteur proche de cinq entre la DPUI correspondant aux formes d'absorption S (slow) et M (médium) retenue pour cette étude et recommandée par la CIPR.

Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain - Contamination de l'environnement et exposition de la population
 Rapport IRSN n° 2024-00559

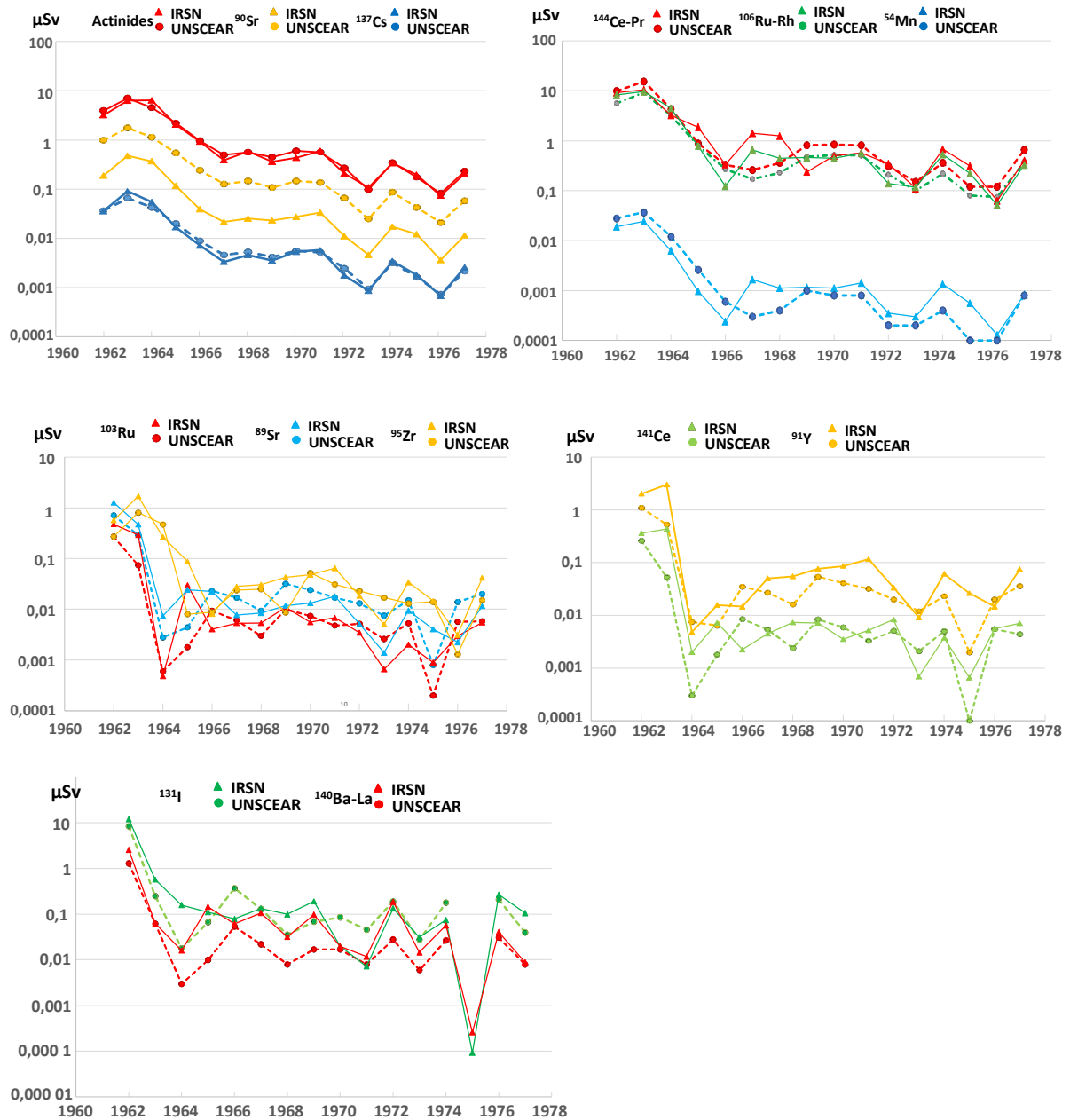


Figure 34 : Comparaisons entre les doses efficaces annuelles pour l'adulte estimées par l'UNSCEAR et celles estimées à partir des données françaises pour la période 1962-1977

7.3. Méthodologie de reconstitution des chroniques de doses efficaces par inhalation et aux organes par tranche d'âges sur la période 1945-2020

Le premier objectif dans ce paragraphe est d'élargir la période d'estimation des doses efficaces par inhalation aux périodes antérieure et postérieure à celles étudiée à partir des données françaises. Cet élargissement est réalisé en utilisant les doses estimées par l'UNSCEAR et en les corrigeant par les écarts relatifs constatés avec les estimations de l'IRSN sur la période 1962-1977 et 1978-1999 (dernière année d'estimation de l'UNSCEAR) pour les radionucléides de période courte à moyenne. Le tableau XII présente, pour chaque radionucléide, les facteurs correctifs appliqués aux estimations dosimétriques de l'UNSCEAR. Par exemple, la dose efficace par inhalation de $^{144}\text{Ce}+$ pour un adulte en France est obtenue en divisant par 1,2 la dose correspondante fournie par l'UNSCEAR.

Tableau XII : Ratio entre les estimations de doses efficaces par inhalation pour l'adulte fournies par l'UNSCEAR et celles estimées dans le cadre de la présente étude.

^{131}I	$^{140}\text{Ba}+$	^{141}Ce	$^{103}\text{Ru}+$	^{89}Sr	^{91}Y	$^{95}\text{Zr}+$
1,7	0,5	1,1	1,3	1,9	0,9	0,9
$^{144}\text{Ce}+$	$^{106}\text{Ru}+$	$^{125}\text{Sb}+$	^{55}Fe	$^{90}\text{Sr}+$	$^{137}\text{Cs}+$	Actinides
1,2	1,0	1,2	0,5	5,2	1,1	1,1

Seuls neuf radionucléides de période suffisamment longue ont induit des doses reçues par inhalation significatives au-delà de 1999. Il s'agit de ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , ^{137}Cs et des actinides dont les activités volumiques moyennes annuelles dans l'air ont été reconstituées dans le paragraphe 4.3.5. A partir de ces activités volumiques, les doses efficaces sur la période 1978-2020 ont été calculées suivant la méthodologie décrite au paragraphe 7.2.

Dans le cas du tritium, les doses estimées pour l'inhalation ont été multipliées par 2 de manière à prendre en compte l'absorption transcutanée de ce radionucléide.

Pour les périodes 1945-1961 et 1978-1985, les doses efficaces par inhalation pour les différentes classes d'âges peuvent être calculées en appliquant aux estimations de l'UNSCEAR pour l'adulte, le rapport entre les doses efficaces de chaque classe d'âge et celle calculée pour un adulte sur la période 1962-1977, sur la base des données françaises (on rappelle que les doses efficaces par inhalation diffèrent suivant les débits respiratoires journaliers moyens et suivant les DPUI et donc suivant l'âge des personnes). Le tableau XIII présente ces ratios « enfant/adulte » pour les différentes classes d'âges. Bien que les DPUI soient le plus souvent plus élevées pour les enfants que pour un adulte, l'augmentation des débits respiratoires avec l'âge fait que ces ratios sont inférieurs à un et se rapprochent de 1 quand l'âge augmente, à l'exception du cas de ^{131}I pour lequel la DPUI augmente de manière très importante quand l'âge diminue.

Dès lors que les doses efficaces sont connues par radionucléide et par classe d'âge (et par scénario dans le cas de la distinction entre adulte travaillant en extérieur et adulte sédentaires), les doses aux organes n'en diffèrent que par la valeur de DPUI.

Tableau XIII : ratios entre les doses efficaces relatives à chaque classe d'âge et les doses pour l'adulte, calculées sur la période 1962-1977

	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	⁹⁵ Zr	⁵⁴ Mn	¹⁴⁴ Ce	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁰ Ba	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
0-1 an/adulte	0,32	0,35	0,30	0,43	0,37	0,31	0,41	0,14	0,31
1-2 ans/adulte	0,60	0,67	0,57	0,82	0,85	0,59	0,72	0,20	0,54
3-7 ans/adulte	0,59	0,65	0,58	0,74	0,70	0,56	0,65	0,22	0,53
8-12 ans/adulte	0,73	0,73	0,71	0,88	0,76	0,72	0,77	0,40	0,72
13-17 ans/adulte	0,92	0,81	0,91	0,86	0,84	0,94	0,89	0,70	1,02
	¹³¹ I	⁸⁹ Sr	⁹¹ Y	⁵⁵ Fe	¹²⁵ Sb	²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am
0-1 an/adulte	0,88	0,38	0,39	0,35	0,30	0,12	0,11	0,07	0,12
1-2 ans/adulte	1,99	0,67	0,72	0,63	0,56	0,27	0,26	0,18	0,28
3-7 ans/adulte	1,96	0,61	0,64	0,74	0,58	0,35	0,34	0,29	0,35
8-12 ans/adulte	1,75	0,75	0,77	0,82	0,71	0,48	0,48	0,46	0,48
13-17 ans/adulte	1,66	0,88	0,87	0,85	0,90	0,69	0,69	0,70	0,70

7.4. Doses efficaces par inhalation estimées pour la période 1945-2020

Les doses efficaces annuelles reçues par inhalation pour un adulte sédentaire, estimées suivant la méthodologie présentée précédemment, évoluent beaucoup dans le temps (voir la figure 35). Dans les années 1940, elles fluctuent de 0,003 à 0,09 µSv/an, puis augmentent de 0,6 µSv en 1951 à 11 µSv en 1958. A la suite du moratoire sur les essais nucléaires, elles chutent à 1,6 µSv en 1959. La reprise des essais soviétiques en 1961 puis celle des essais américains en 1962, entraînent une brusque augmentation pour atteindre une valeur maximum de 34 µSv en 1963. Par suite de l'arrêt des essais nucléaires américano-soviétiques en octobre 1963, ces doses reçues par inhalation diminuent rapidement à 5 µSv en 1965. Les retombées des essais chinois induisent des fluctuations tout au long des années 70 entre 0,3 et 2 µSv/an suivant les années. Après l'arrêt des essais chinois en 1980 et en raison de l'épuration du compartiment atmosphérique qui s'en suit, elles diminuent au cours des années 1980 pour se trouver à moins de 0,008 µSv en 1988. Depuis les années 2000, les phénomènes de remise en suspension (éoliens et par combustion de la matière organique), les entretiennent autour de 0,005 µSv/an.

Les contributions respectives des différents radionucléides évoluent également dans le temps et on distingue deux grandes périodes (figure 35 et 36). Jusqu'au début des années 1980, les principaux radionucléides contributeurs aux doses par inhalation sont, comme indiqué précédemment : ¹⁴⁴Ce+, ¹⁰⁶Ru+, ¹³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu et ⁹⁵Zr+. Le graphique de gauche de la figure 35 relatif à l'année 1963, illustre la situation durant cette période. A partir de 1985, les principaux radionucléides contributeurs aux très faibles doses reçues par inhalation sont ³H, ¹⁴C, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am. Le graphique de droite de la figure 35 relatif à l'année 1990 illustre ces contributions relatives.

La figure 37 présente les doses efficaces par inhalation, tous radionucléides confondus, pour les différentes classes d'âges et scénarios. Elle montre que les doses estimées pour l'adulte travaillant en extérieur sont les plus élevées, de 50% supérieures à celles estimées pour l'adulte sédentaire, en raison d'un débit respiratoire moyen journalier plus élevé. Les doses estimées pour les enfants de 1 à 17 ans sont inférieures à celles de l'adulte sédentaire mais en restent très proches : l'augmentation des débits respiratoires avec l'âge est compensée par la diminution des DPUI avec l'âge. Les doses aux nouveaux

nés de 0 à 1 an sont en revanche trois fois plus faibles que celles de l'adulte sédentaire et cinq fois plus faibles que celles du travailleur en extérieur en raison du très faible débit respiratoire des nourrissons.

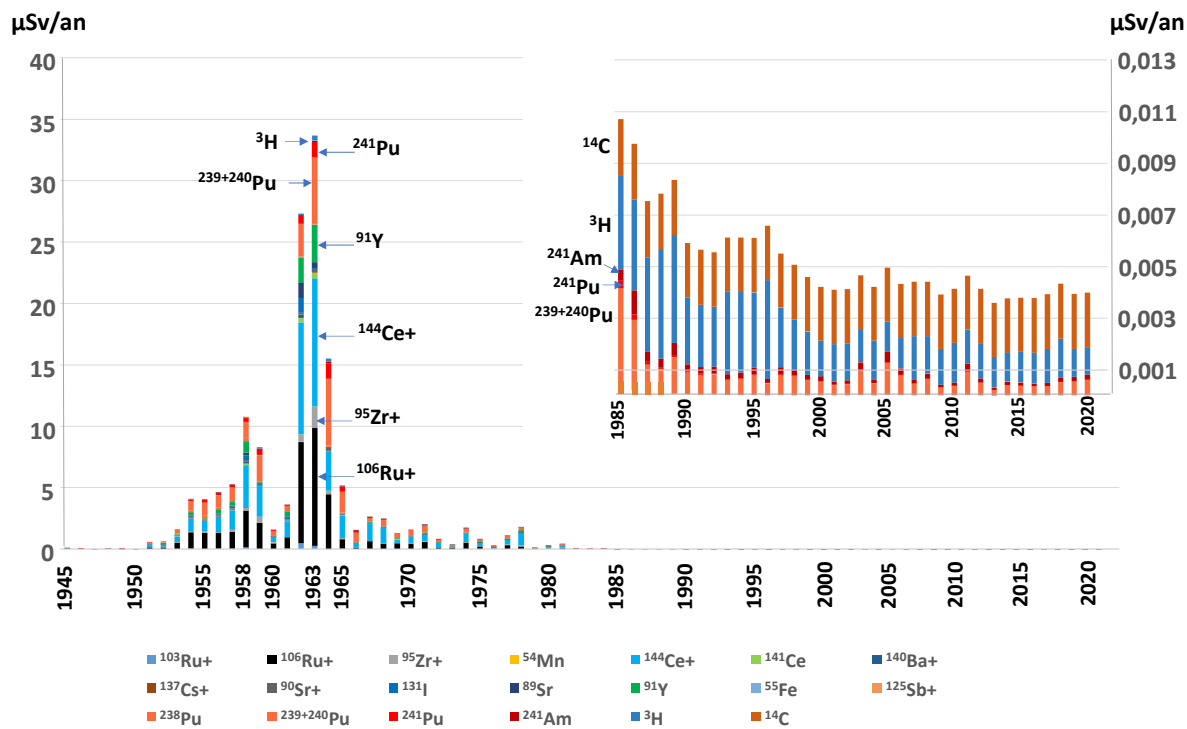


Figure 35 : Doses efficaces annuelles par inhalation estimées pour un adulte sédentaire entre 1945 et 2020 (μSv) et contribution des différents radionucléides

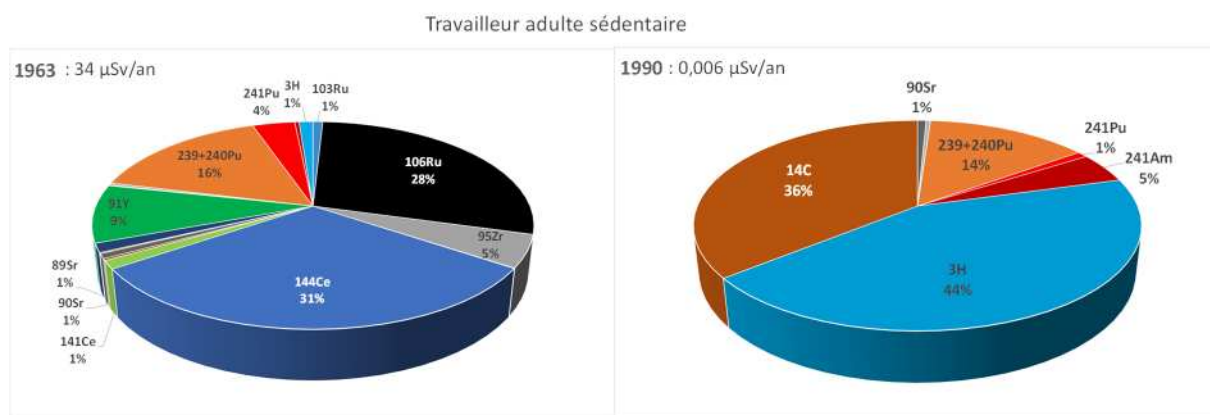


Figure 36 : Contributions des radionucléides aux doses efficaces annuelles par inhalation estimées pour un adulte sédentaire en 1963 et en 1990 (μSv)

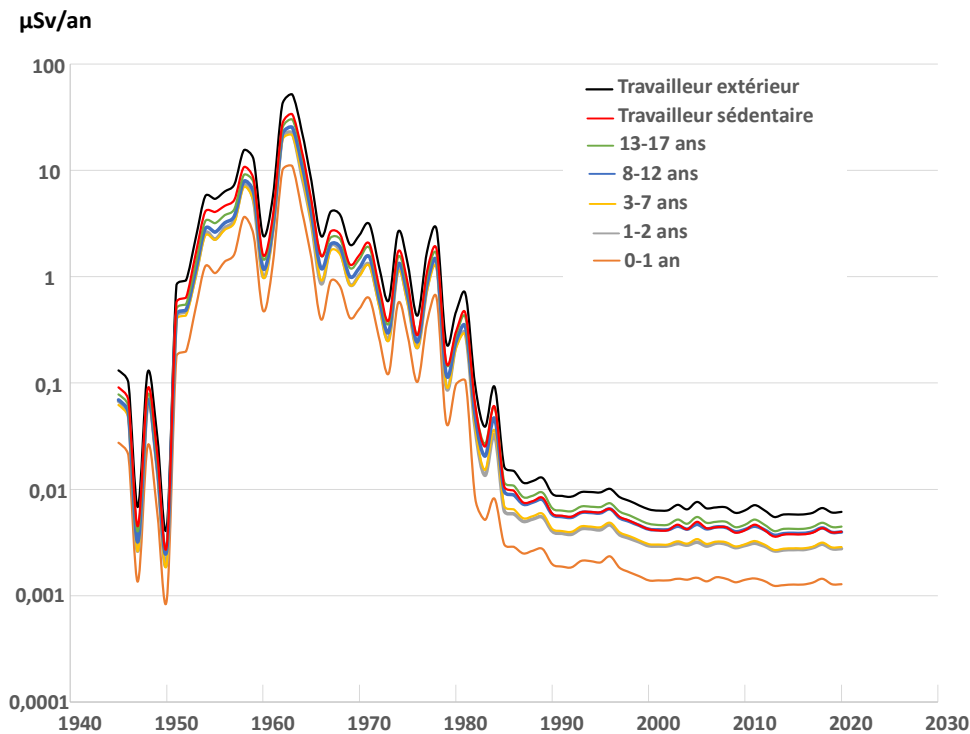


Figure 37 : Doses efficaces annuelles pour les deux scénarios d'exposition d'adultes et pour les différentes classes d'âges de 1945 à 2020

Les doses à la thyroïde sont du même ordre de grandeur que les doses efficaces. Après celles d'un adulte travaillant en extérieur, c'est pour un enfant de 1-2 ans qu'elles sont les plus élevées (figure 38) : 11 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ en 1958, 36 μSv en 1962 et comprises entre 0,002 et 0,003 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ depuis les années 1990. En revanche, les radionucléides qui y contribuent sont très différents de ceux qui participent aux doses efficaces. Dès lors qu'il y a de l'iode 131 dans l'air, ce radionucléide contribue à l'essentiel des doses à la thyroïde. C'est notamment le cas pour les années où les retombées troposphériques sont prédominantes. Ainsi, dans les années 1940, puis en 1951, 1952, 1958, 1961, 1962, 1976 et 1980, ^{131}I représente plus de 90% des doses à la thyroïde (voir l'exemple de l'année 1962 sur la figure 37). Il en résulte que les doses à la thyroïde fluctuent d'une année sur l'autre de manière plus importante que les doses efficaces. Durant les années où les retombées stratosphériques sont prédominantes (exemple de l'année 1975 sur la figure 38), les radionucléides qui contribuent aux doses à la thyroïde sont les mêmes que ceux qui contribuent aux doses efficaces (^{144}Ce , ^{106}Ru et $^{239+240}\text{Pu}$) auxquels s'ajoute ^3H . Depuis la fin des retombées des essais nucléaires, ^3H et ^{14}C représentent autour de 99% des doses à la thyroïde.

Les doses au cerveau, aux seins et à la prostate sont de l'ordre de dix à vingt fois inférieures aux doses efficaces. C'est en 1963 et pour les adultes qu'elles sont les plus élevées, bien que celles des enfants en soient très proches : pour un adulte sédentaire (ajouter 50% pour un adulte travaillant en extérieur), elles sont de 2,4 μSv pour le cerveau, 2,9 μSv pour les seins et 2,6 μSv pour la prostate (contre 34 μSv pour la dose efficace). Les radionucléides qui contribuent à ces doses sont les mêmes que ceux qui participent aux doses efficaces auxquels s'ajoute ^3H comme contributeur important et ^{137}Cs comme contributeur secondaire.

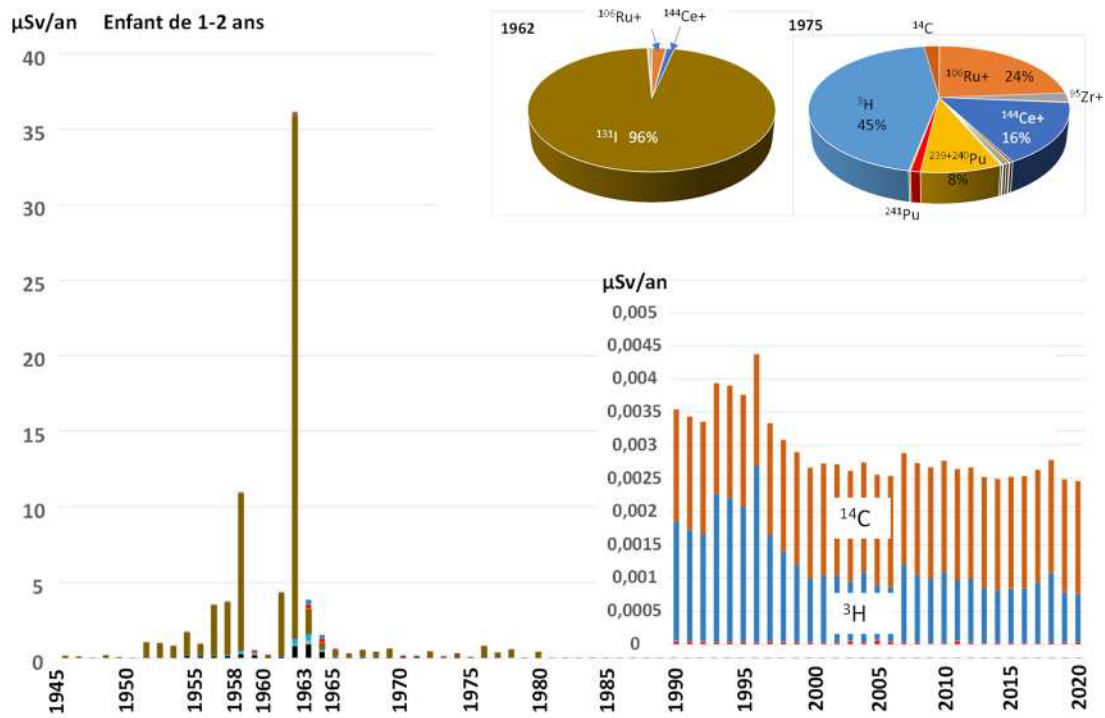


Figure 38 : Evolution des doses à la thyroïde des enfants de 1 à 2 ans de 1945 à 2020 et contribution des radionucléides (µSv/an)

8. Reconstitution des doses par exposition externe aux dépôts

8.1. Méthodologie de calcul des doses par exposition externe aux dépôts pour la période allant de juin 1961 à juillet 1978

8.1.1. Généralités

Les radionucléides déposés à la surface des sols y pénètrent assez rapidement sur quelques millimètres du fait des pluies. La migration plus en profondeur est ensuite plus lente et ne concerne pratiquement que des radionucléides de période supérieure à l'année. Par ailleurs, le labour d'une surface agricole entraîne la pénétration et l'homogénéisation de l'activité d'un radionucléide dans 10 à 20 centimètres de sol suivant le type de culture.

Les radionucléides déposés émettent un rayonnement qui induit un débit d'équivalent de dose dans l'air. Dès lors que le radionucléide pénètre dans le sol, une partie de son rayonnement est absorbée par l'épaisseur de sol qui se situe au-dessus. Il en résulte que les radionucléides susceptibles de générer une exposition externe importante des personnes sont des émetteurs gamma d'énergie suffisante pour traverser une épaisseur de sol parmi lesquels figurent : $^{95}\text{Zr-Nb}$, $^{106}\text{Ru-}^m\text{Rh}$, $^{103}\text{Ru-Rh}$, ^{54}Mn , $^{144}\text{Ce-}^m\text{Pr}$, $^{125}\text{Sb-}^m\text{Te}$ et $^{137}\text{Cs-}^m\text{Ba}$. Il en résulte également que, pour une même activité surfacique déposée, le rayonnement dans l'air au-dessus du sol, donc le débit de dose, diminuent lorsque la profondeur atteinte par le radionucléide augmente ; ceci de manière variable suivant le type et l'énergie du rayonnement et la densité du sol.

Une partie des radionucléides déposés sur des surfaces artificielles s'y fixe temporairement par adsorption, alors que le reste ruisselle et se retrouve dans le réseau d'égout en milieu urbain. L'usage lié aux pluies, au passage de piétons et de véhicules ainsi qu'au nettoyage des chaussées, remobilise les radionucléides initialement déposés à la surface des matériaux ; ils sont alors emportés par le ruissellement.

Les cinétiques de migration vers la profondeur des sols ou de fixation/remobilisation des radionucléides sur les surfaces artificielles sont extrêmement variables. Elles dépendent notamment des caractéristiques du sol ou des matériaux, du radionucléide, ainsi que de multiples autres paramètres parmi lesquels les caractéristiques des précipitations, l'utilisation et l'entretien des surfaces.... Par ailleurs, excepté pour le $^{137}\text{Cs}^+$ pour lequel il existe quelques données expérimentales et des observations faites à la suite des accidents de Tchernobyl et de Fukushima, tous les phénomènes énoncés précédemment sont mal connus.

Ainsi, contrairement aux expositions liées à l'inhalation et à l'ingestion des radionucléides, l'exposition externe peut donner lieu à une très grande variété de situations et conditions d'exposition qui sont, dans l'état actuel des connaissances, pratiquement impossibles à paramétrer.

Enfin, le débit de dose à l'intérieur des bâtiments est plus faible qu'à l'extérieur. Ceci résulte principalement du fait que les locaux intérieurs sont moins contaminés que les extérieurs, en raison notamment de leur nettoyage régulier, du fait que la source de rayonnement extérieure est éloignée,

et, dans une moindre mesure, du fait que les matériaux de construction font écran au rayonnement provenant de l'extérieur.

Cette réduction du débit de dose à l'intérieur par rapport à celui de l'extérieur est paramétrée par un facteur de protection ainsi que par des temps de présence journalière à l'intérieur de bâtiments définis pour deux catégories d'adulte et trois classes d'âges d'enfants.

Pour cette étude le choix a été fait de considérer un nombre limité de scénarios d'exposition dont on commentera l'adéquation avec les principales situations d'expositions envisageables.

8.1.2. Cas d'un adulte travaillant en extérieur

Ce scénario est celui d'un agriculteur qui travaille 8 h/j en extérieur. Il est exposé, d'une part, aux dépôts mensuels intégrés des 12 derniers mois (somme des douze derniers dépôts mensuels avec prise en compte de la décroissance radioactive) supposés avoir pénétré à 0,3 cm de profondeur, d'autre part aux dépôts intégrés antérieurs aux douze derniers mois, supposés avoir été homogénéisés par un labour annuel unique sur une profondeur de quinze centimètres. Durant 16h/j, il se trouve à l'intérieur d'une habitation de plain-pied qui lui apporte une protection de 40% vis-à-vis du débit de dose à l'extérieur estimé comme indiqué ci-dessus (la valeur de ce facteur de protection est discutée plus loin dans le paragraphe 8.1.4). Les facteurs de débit de dose par unité d'activité surfacique utilisés (Sv/h par Bq/m²) pour les deux profondeurs considérées (0,3 cm et 15 cm) sont issus respectivement de ICRP, 2020 et EPA, 2019.

Ce scénario du travailleur en extérieur est un compromis.

Pour un agriculteur ou toute autre personne travaillant en extérieur en milieu rural, il permet de prendre en compte le fait qu'elle puisse être exposée sur des surfaces de sol non remanié (abords des habitations, chemins, surfaces non encore labourées...). Dans ces situations d'exposition, la pénétration en profondeur (au-delà des trois mm initiaux) des radionucléides durant un an est négligée compte tenu des vitesses de migration qui sont de l'ordre du millimètre par an. Ce scénario convient bien pour les radionucléides ayant les plus courtes périodes radioactives (jusqu'au ⁹⁵Zr+ de deux mois de période). En revanche, pour les radionucléides de période plus longue, le fait que le labour intervienne au bout de un an, ne permet plus de prendre en compte cette exposition à un sol non remanié au-delà de ce délai (il ne reste que l'exposition au sol labouré). Pour les radionucléides de période longue, notamment ¹⁰⁶Ru+, ¹²⁵Sb+ et ¹³⁷Cs+ qui sont potentiellement les plus importants contributeurs à l'exposition externe, les facteurs de doses pour une profondeur de 0,3 cm sont environ 3,5 fois supérieurs à ceux fournis pour une profondeur de quinze cm. Cet écart est un maximum, d'une part parce qu'il serait à corriger par la proportion du temps effectivement passé sur des sols non remaniés au regard de celui passé sur des sols labourés, d'autre part par le fait que les radionucléides pénètrent aussi en profondeur à partir de sols non remaniés, bien que plus lentement, réduisant ainsi l'écart¹⁴ de débit de dose.

Ce scénario présente des biais à la fois majorants et minorants lorsqu'on l'applique à un travailleur en extérieur en milieu urbain. Majorants tout d'abord, du fait que l'intégralité des dépôts est supposée rester fixée sur les surfaces (voirie notamment) durant un an, alors qu'une partie probablement importante des dépôts pluvieux est immédiatement évacuée vers les égouts. Ce scénario est en

¹⁴ Par exemple, les facteurs de dose sous 5 cm sont 2 fois supérieurs à ceux sous 15 cm.

revanche minorant du fait qu'en milieu urbain les dépôts ne peuvent le plus souvent pas pénétrer de 0,3 cm dans des surfaces/revêtements artificiels ; cette minoration qui découle de l'écart entre les facteurs de dose surfacique et sous 0,3 cm est cependant très modérée ; pour les radionucléides qui contribuent potentiellement le plus à l'exposition externe (^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{125}Sb et ^{137}Cs), les facteurs de doses surfaciques ne sont que de 50% supérieurs à ceux sous 0,3 cm de profondeur. Enfin, il faut noter que le scénario retenu (labours au bout de 1 an) induit une diminution d'un facteur 3,5 du débit de dose lié au dépôts antérieurs à l'année en cours (voir le paragraphe précédent) ; cette diminution permet de limiter la majoration liée au fait que le scénario ne prend pas en compte la diminution au fil des années, du débit de dose en milieu urbain, du fait de l'élimination de la contamination par les pluies, les opérations de nettoyage et l'usure des surfaces urbaines liées au passage, voire le recouvrement/remplacement de certaines surfaces par de nouvelles. Cette diminution qui concerne essentiellement ^{137}Cs a atteint 90% (soit un facteur 10) cinq ans après les dépôts consécutifs à l'accident de Fukushima (Saito K. et al, 2019).

8.1.3. Cas de l'adulte sédentaire et des enfants

Les scénarios retenus pour les enfants et pour l'adulte sédentaire dérivent de celui retenu pour l'adulte travaillant en extérieur. La correction apportée porte sur les temps de présence en extérieur et en intérieur suivant les valeurs présentées dans le tableau XIV.

Tableau XIV : Temps de présence journalière à l'extérieur et à l'intérieur de bâtiments

	Intérieur	Extérieur	Intérieur	Extérieur
	h/j	h/j Fraction journ.	Fraction journ.	Fraction journ.
Nourrisson	24	0	1,000	0,000
1-2 ans	23	1	0,958	0,042
3-7 ans	21	3	0,875	0,125
8-12 ans	21	3	0,875	0,125
13-17 ans	21	3	0,875	0,125
Travailleur extérieur	16	8	0,667	0,333
Travailleur sédentaire	21	3	0,875	0,125

Les limites de ces scénarios pour l'adulte sédentaire et les enfants sont les mêmes que celles discutées précédemment pour le scénario de l'adulte travaillant en extérieur.

8.1.4. Réduction du débit de dose à l'intérieur de bâtiments

Le débit de dose à l'intérieur des bâtiments est plus faible qu'à l'extérieur. Ceci résulte principalement du fait que les locaux intérieurs sont moins contaminés que les extérieurs, en raison notamment de leur nettoyage régulier, du fait que la source de rayonnement extérieure est éloignée, et que les matériaux de construction font écran au rayonnement provenant de l'extérieur.

Cette réduction du débit de dose à l'intérieur par rapport à celui de l'extérieur est paramétrée par un facteur de protection qui est le rapport entre le débit de dose à l'intérieur et celui à l'extérieur, ainsi que par des temps de présence journalière à l'intérieur de bâtiments définis pour deux catégories d'adulte et trois classes d'âges d'enfants.

Le facteur de protection a été bien documenté après l'accident de Fukushima. Il évolue fortement en fonction du type d'habitation entre 0,4 (le débit de dose en intérieur représente 40% du débit de dose

en extérieur) pour une maison en bois de plain-pied, à moins 0,01 dans les étages d'un immeuble de béton (Yoshida-Ohuchi et al. 2019).

La valeur du facteur de protection retenue pour cette étude est de 0,28 (le débit de dose en intérieur représente 28% du débit de dose en extérieur). Elle est issue d'une étude bibliographique de 2016 du Lawrence Livermore National Laboratory qui prend en compte les nombreuses données acquises après l'accident de Fukushima et correspond à une maison familiale maçonnée de plain-pied. Cette valeur de 0,28 est inférieure à la valeur de 0,4, issue de cette même étude et qui correspond à une maison de plain-pied construite en matériaux légers comme le bois. Mais elle est supérieure à la valeur de 0,2 préconisée par l'AIEA (IAEA, 1979 et IAEA, 2000) sur la base de données antérieures. Elle est très pénalisante au regard des valeurs mentionnées dans cette même étude pour des immeuble d'habitations en milieu urbain : 0,025 pour les étages inférieurs et 0,01 pour les étages supérieurs.

A titre indicatif, le tableau XV présente, compte tenu des différents temps de présence en intérieur présentés dans le tableau XI, le rapport entre les doses externes calculées avec des facteurs de protection de 0,28 et celles calculées avec d'autres facteurs de protection. Pour un adulte travaillant en extérieur les rapports sont faibles quel que soit le type d'habitation. Il en est de même des rapports entre des habitations de plain-pieds quelle que soit la classe d'âges. En revanche, ils sont importants entre des habitations de plain-pieds et des immeubles d'habitation collectives comme on peut trouver en milieu urbain, notamment pour les jeunes enfants.

Tableau XV : Facteurs correctifs des doses externes pour un facteur de protection à l'intérieur de 0,28

	Adulte travaillant en extérieur	Bébé	1-2 ans	Autres classes d'âges et adulte sédentaire
0,28/0,4	0,9	0,7	0,7	0,8
0,28/0,2	1,1	1,4	1,3	1,2
0,28/0,025	1,5	16	6,5	3,2
0,28/0,01	1,5	40	6,0	2,8

8.2. Doses efficaces externes estimées pour un travailleur en extérieur et comparaison avec les estimations de l'UNSCEAR

La figure 39 présente les doses externes mensuelles pour un travailleur en extérieur calculées suivant le scénario énoncé précédemment. Elles sont plus élevées que celles liées à l'inhalation (voir la figure 32) : six fois plus élevées par exemple en 1963, au plus fort des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Cette figure confirme par ailleurs que seul un nombre restreint de radionucléides contribue à la dose externe. Il s'agit d'émetteurs gamma de forte énergie, abondants dans les dépôts ou dont la période radioactive est suffisamment longue pour avoir permis une accumulation dans le sol : $^{95}\text{Zr}+$ et $^{106}\text{Ru}+$ sur l'ensemble de la période mais plus particulièrement jusqu'en 1963, $^{103}\text{Ru}+$ jusqu'en 1963 et $^{137}\text{Cs}+$ à partir de 1964. ^{54}Mn , $^{144}\text{Ce}+$ et $^{125}\text{Sb}+$ sont des contributeurs secondaires. Les autres radionucléides ne sont pas représentés sur cette figure car leur contribution à la dose externe est négligeable.

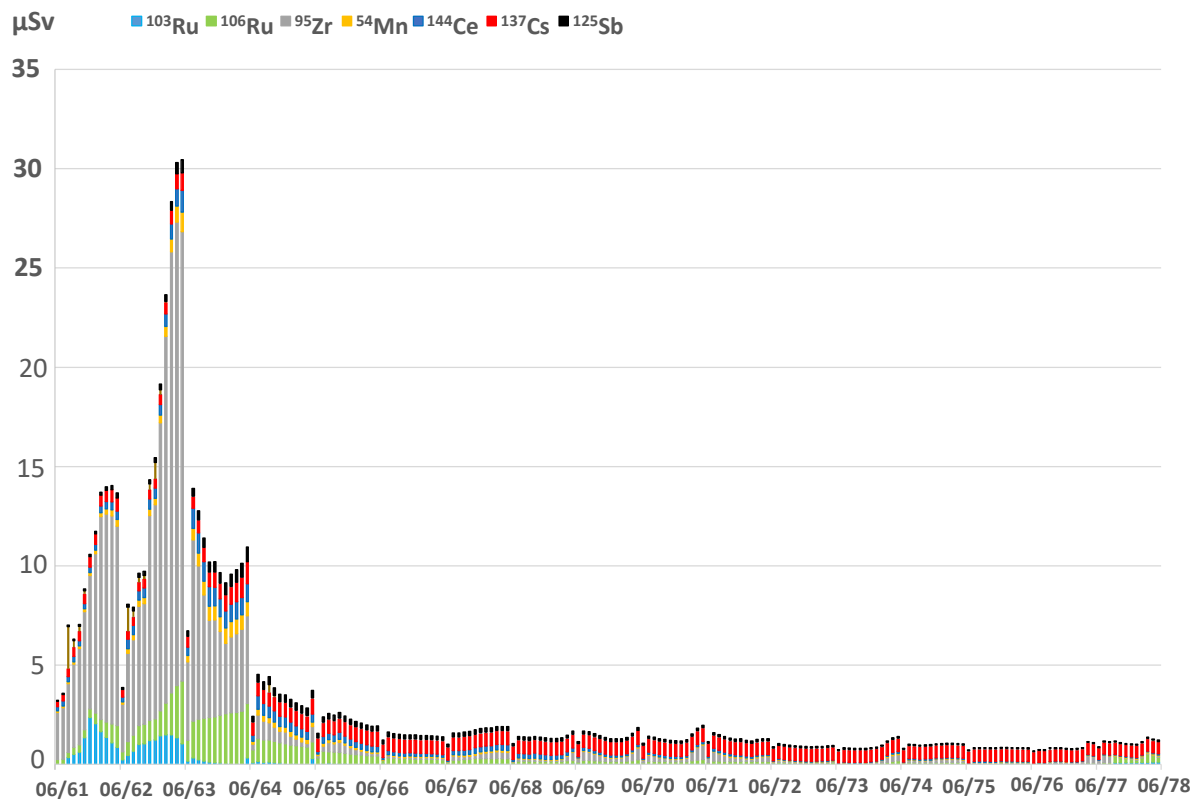


Figure 39 : Doses externes mensuelles estimées pour un adulte travaillant à l'extérieur avec contribution des principaux radionucléides

Dans son rapport de 2000, l'UNSCEAR fournit les doses externes annuelles moyennes mondiales, estimées pour un adulte, dues aux dix principaux radionucléides contributeurs. Comme pour l'inhalation, on peut supposer que la pondération par la densité de population rapproche ces estimations mondiales de celles d'un adulte résidant dans la bande latitudinale à laquelle appartient la France. La figure 40 permet de comparer ces estimations à celles effectuées pour cette étude à partir des données françaises. Les deux estimations sont tout à fait concordantes vis-à-vis des évolutions annuelles et des contributions relatives des différents radionucléides. Toutefois, les doses estimées pour la France sont systématiquement supérieures et en moyenne deux fois supérieures si on excepte le cas de ^{144}Ce , à celles estimées par l'UNSCEAR (Tableau XVI). Pour les différents radionucléides (toujours à l'exception de ^{144}Ce), les rapports entre les deux estimations « IRSN/UNSCEAR » sont compris entre 1,6 (^{137}Cs) et 3 (^{95}Zr). Ces rapports s'expliquent par ceux des dépôts radioactifs à l'origine de l'exposition externe. En effet, ces rapports de doses externes « IRSN/UNSCEAR » sont cohérents avec ceux des dépôts radioactifs indiqués dans le tableau VII du paragraphe 5.2, compris entre 1,6 (^{137}Cs) et 3,6 (^{95}Zr). Cette cohérence s'explique par le fait que, bien que différents, le scénario et les facteurs de doses utilisés par l'UNSCEAR¹⁵ sont proches de ceux utilisés pour cette étude. En revanche, il n'y a pas d'explication évidente au fait que les doses externes annuelles estimées dans cette étude pour ^{144}Ce soit près de dix fois supérieures à celles estimées par l'UNSCEAR, d'autant

¹⁵ L'UNSCEAR considère une profondeur de 0,1 cm pour les radionucléides de période courte (jusqu'au ^{95}Zr) et une profondeur de 3 cm pour les autres radionucléides. Les facteurs de dose fournis par l'UNSCEAR dans son rapport, intègrent par ailleurs un facteur de réduction global de 0,4 pour prendre en compte le temps passé à l'intérieur des bâtiments.

plus que le facteur de dose utilisé par l'UNSCEAR est, à l'inverse, deux fois plus élevé que celui utilisé pour cette étude.

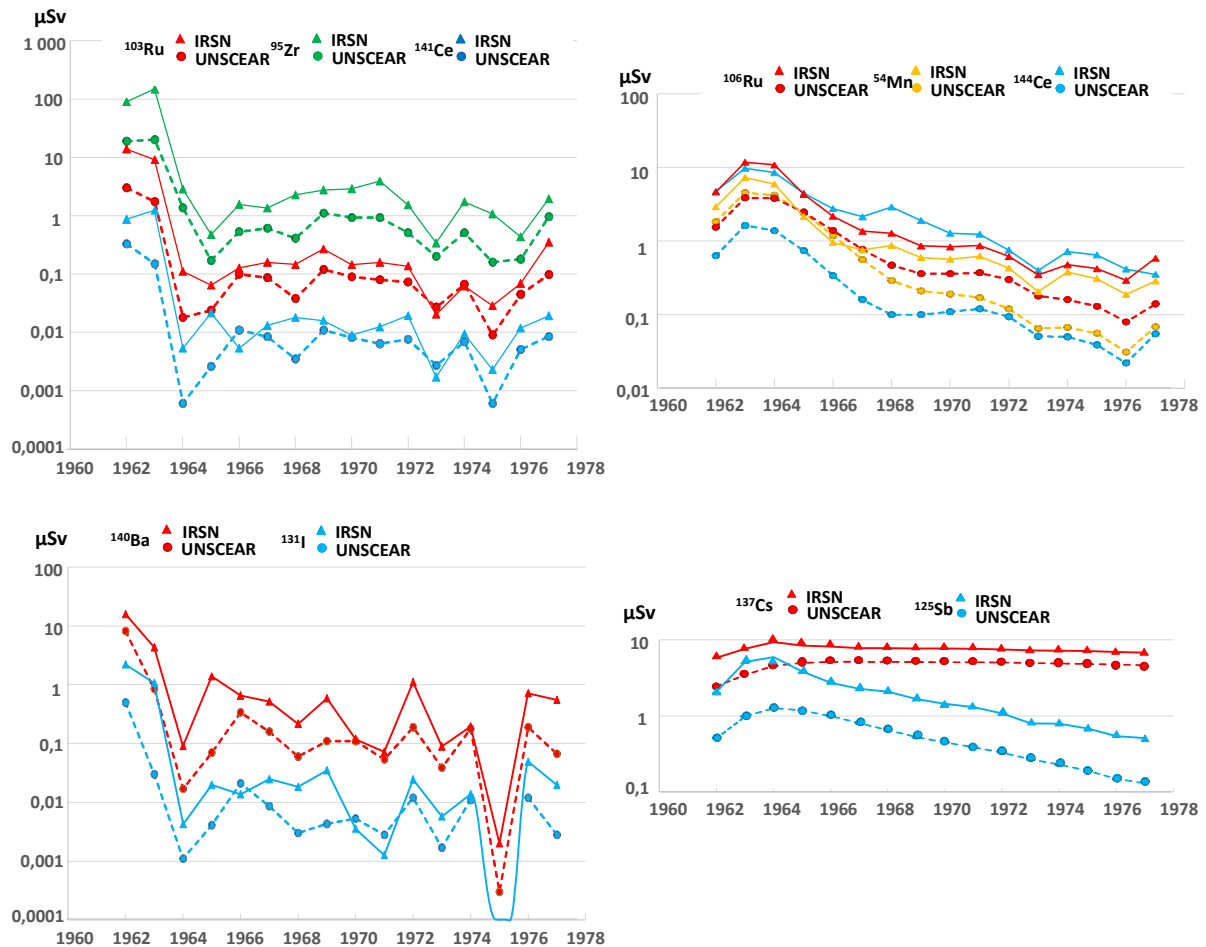


Figure 40 : Comparaison entre les doses efficaces externes annuelles pour un adulte estimées par l'UNSCEAR et celles estimées dans cette étude

Tableau XVI : Ratio entre les estimations de doses efficaces externes pour l'adulte fournies par l'UNSCEAR et celles estimées dans le cadre de la présente étude (IRSN/UNSCEAR).

¹³¹ I	¹⁴⁰ Ba+	¹⁴¹ Ce	¹⁰³ Ru	⁹⁵ Zr+	¹⁴⁴ Ce+	⁵⁴ Mn	¹⁰⁶ Ru+	¹²⁵ Sb+	¹³⁷ Cs+
1,8	2,7	1,7	1,9	3,0	9,5	2,1	2,4	3,4	1,6

8.3. Méthodologie de reconstitution des chroniques complètes de doses efficaces externes sur la période 1945-1985

Il s'agit ici d'élargir la période d'estimation des doses externes aux périodes antérieure et postérieure à celles étudiée à partir des données françaises, soit de 1945 à 1961 et de 1977 à 1999, les estimations de l'UNSCEAR s'arrêtant en 1999. Dès le milieu des années 1980, les doses externes résultant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sont dues essentiellement au ¹³⁷Cs+, les

activités des autres radionucléides ayant déjà beaucoup diminué du fait de la décroissance radioactive. A partir de mai 1986 et jusqu'à aujourd'hui, sur la majeure partie du territoire français, l'exposition externe aux radionucléides artificiels présents dans les sols résulte principalement des dépôts consécutifs à l'accident de Tchernobyl, notamment du ^{137}Cs (IRSN, 2023 à paraître).

Pour reconstituer les doses externes de 1945 à 1961 et de 1977 à 1985, les doses estimées par l'UNSCEAR sur ces deux périodes sont corrigées par les écarts constatés avec les estimations de l'IRSN sur la période 1962-1977. Les facteurs correctifs appliqués aux estimations de l'UNSCEAR pour cette voie d'exposition sont donc les rapports « IRSN/UNSCEAR » présentés dans le tableau XVI.

Par ailleurs, trois radionucléides non pris en compte par l'UNSCEAR, probablement parce qu'ils ont été considérés comme induisant des doses négligeables, mais pour lesquels les doses ont été reconstituées de 1962 à 1977, sont ajoutés pour les périodes antérieures et postérieures. Il s'agit de ^{89}Sr , ^{91}Y et ^{90}Sr - ^{90}Y . Les doses dues à ^{89}Sr et ^{91}Y sont déduites de celles de $^{95}\text{Zr}+$ sur la période 1962 à 1977 ; les doses dues à ^{90}Sr - ^{90}Y sont déduites de celles de $^{137}\text{Cs}+$. Si la dose externe due à $^{90}\text{Sr}+$ est négligeable jusqu'au début des années 1960, ce n'est plus le cas dans les années 1970 et 1980 en raison de sa longue période radioactive et donc de son accumulation dans les sols. En revanche, les contributions de ^{55}Fe et des actinides aux doses externes, qui ne sont pas non plus considérées par l'UNSCEAR, sont effectivement tout à fait négligeables.

Enfin, l'UNSCEAR ne fournissant que des estimations des doses aux adultes, les doses aux enfants sur les périodes 1945-1961 et 1978-1995 doivent en être déduites en utilisant les rapports des doses « enfant/adulte » calculés sur la période 1962-1977 et présentés dans le tableau XVII. Les doses externes aux enfants diffèrent de celles du scénario de l'adulte travaillant en extérieur, d'une part par la valeur du facteur de dose qui dépend du radionucléide, d'autre part par le temps de présence en intérieur. Le tableau XVII montre que les rapports « enfant/adulte » sont égaux ou proches d'un pour les enfants de 0 à 12 ans : le fait que le facteur de dose augmente quand l'âge de l'enfant diminue est presque exactement compensé par le fait que l'enfant passe plus de temps en intérieur (voir le tableau XIV paragraphe 8.1.3). Les doses externes calculées pour les enfants de 13 à 17 ans sont le plus souvent inférieures de 20% (rapport de 0,8) à celles du travailleur en extérieur : les facteurs de dose des enfants de cette classe d'âge sont très proches de ceux des adultes alors que les enfants passent plus de temps en intérieur que le travailleur en extérieur. Enfin, le tableau XVII fournit aussi le rapport entre les deux scénarios d'adultes : « adulte sédentaire/adulte travailleur extérieur ». Dans ce cas, les facteurs de dose sont identiques et le fait que l'adulte sédentaire ne passe que 3h/j en extérieur contre 8h/j pour le travailleur extérieur, se traduit par une dose externe de 20% inférieure.

Tableau XVII : Rapports des doses externes « enfant/adulte » calculés à partir des doses estimées sur la période 1962-1977.

	$^{103}\text{Ru}+$	$^{106}\text{Ru}+$	$^{95}\text{Zr}+$	^{54}Mn	$^{144}\text{Ce}+$	^{141}Ce	$^{140}\text{Ba}+$	$^{137}\text{Cs}+$	$^{90}\text{Sr}+$	^{131}I	^{89}Sr	^{91}Y	$^{125}\text{Sb}+$
0-1 an	1,0	1,2	1,0	0,9	0,9	1,0	1,0	0,9	0,8	1,0	1,2	1,1	0,9
1-2 ans	0,9	1,2	0,9	0,9	0,9	1,0	0,9	0,9	0,8	0,9	1,1	1,0	0,9
3-7 ans	1,0	1,2	1,0	0,8	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9	1,0	1,1	1,0	0,9
8-12 ans	0,9	1,1	0,9	0,8	0,9	0,9	0,9	0,8	0,8	0,9	0,6	0,9	0,8
13-17 ans	0,8	1,1	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9	0,8	0,8
Ad. Séd.	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8

8.4. Commentaire des résultats de doses externes

8.4.1. Doses efficaces externes pour l'adulte travaillant en extérieur

La figure 41 présente la chronique des doses efficaces externes annuelles pour le travailleur en extérieur avec les contributions des différents radionucléides.

Cette figure montre l'évolution des contributions relatives des différents radionucléides. Durant les retombées des essais américano-soviétiques de 1945 à 1963, $^{95}\text{Zr}+$ est de loin le premier contributeur aux doses efficaces externes ; en 1963 sa contribution représente 72% de la dose efficace externe totale, les autres principaux radionucléides contributeurs représentant chacun moins de 6%. A partir de 1964, l'accumulation de $^{137}\text{Cs}+$ dans les sols fait de ce radionucléide de période longue le premier contributeur à la dose efficace externe, avec une contribution de 46% en 1971. Les dépôts consécutifs aux essais chinois maintiennent $^{95}\text{Zr}+$ comme second contributeur avec 24% de la dose totale cette même année. Pour la même raison que $^{137}\text{Cs}+$ et bien que très faiblement irradiant à distance (émetteur bêta pur), $^{90}\text{Sr}+$ apparaît comme un contributeur non négligeable à la dose externe. A partir du début des années 1980, les radionucléides de période longue accumulés dans les sols représentent 97% de la dose externe (85% pour $^{137}\text{Cs}+$ et 12% pour $^{90}\text{Sr}+$).

8.4.2. Doses efficaces externes pour les enfants et l'adulte sédentaire

Conformément à ce qui a été dit au paragraphe 8.3, les doses efficaces externes au travailleur en extérieur et aux enfants de 0-1 an sont pratiquement confondues (voir la figure 42). En 1963 par exemple, elles sont respectivement de 208 et 206 μSv . Elles sont suivies par les doses aux enfants de 3-7 ans (201 μSv en 1963), 1-2 ans (194 μSv en 1963) et 8-12 ans (187 μSv en 1963). Les doses efficaces externes pour l'adulte sédentaire et pour les adolescents de 13-17 ans sont les plus faibles et sont très proches (167 et 160 μSv respectivement en 1963). Malgré des fluctuations annuelles liées aux contributions relatives des différents radionucléides, cette hiérarchie est maintenue durant toute la période.

8.4.3. Effet du lieu de vie (du facteur de protection des bâtiments)

Les doses externes efficaces pour des adultes sédentaires et des enfants de 0-1 an résidant (ou travaillant) à l'étage dans de grandes bâtisses, sont également présentées sur la figure 42. Il apparaît que l'influence de cet élément de scénario est très largement prépondérante devant toutes les autres causes de variations des doses externes (temps passé à l'extérieur, âge, devenir des dépôts radioactifs...). Améliorer la personnalisation des doses externes nécessiterait donc en premier lieu de disposer de cette information sur l'étage de résidence/travail. Un questionnaire qui sera adressé aux membres de la cohorte « Constances » inclus dans CORALE comportera cette question.

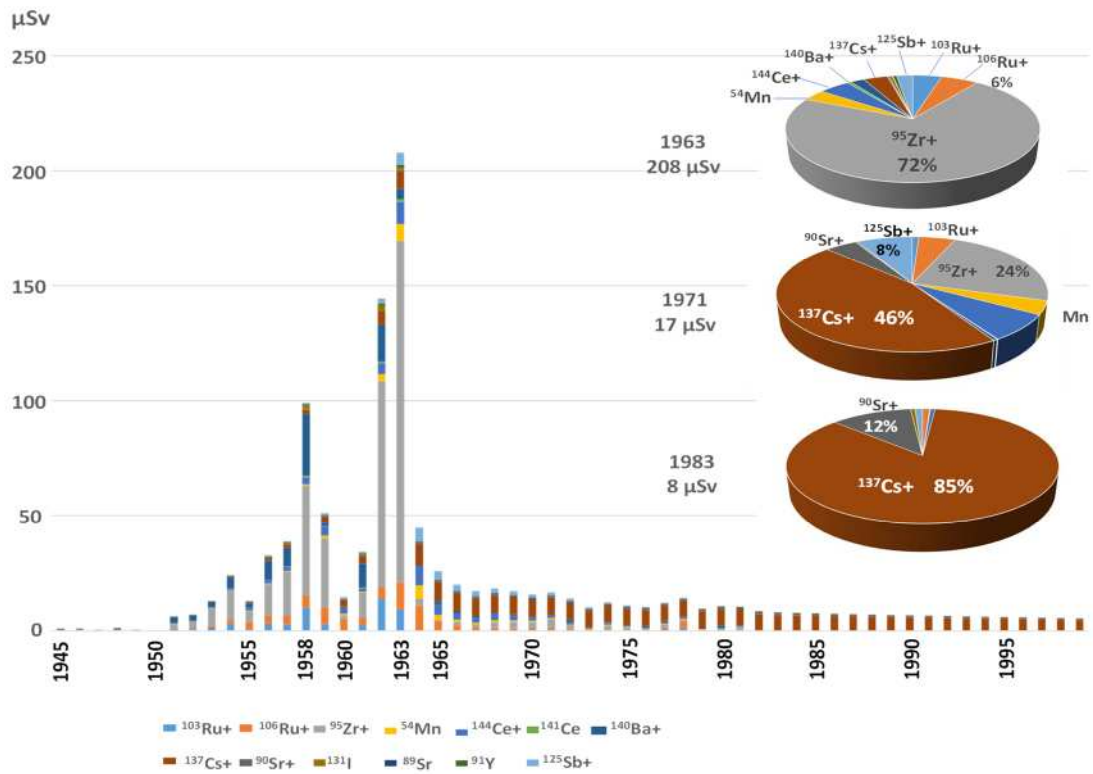


Figure 41 : Evolution de doses efficaces externes pour un adulte travaillant en extérieur de 1945 à 1999 (µSv/an) et contributions des radionucléides

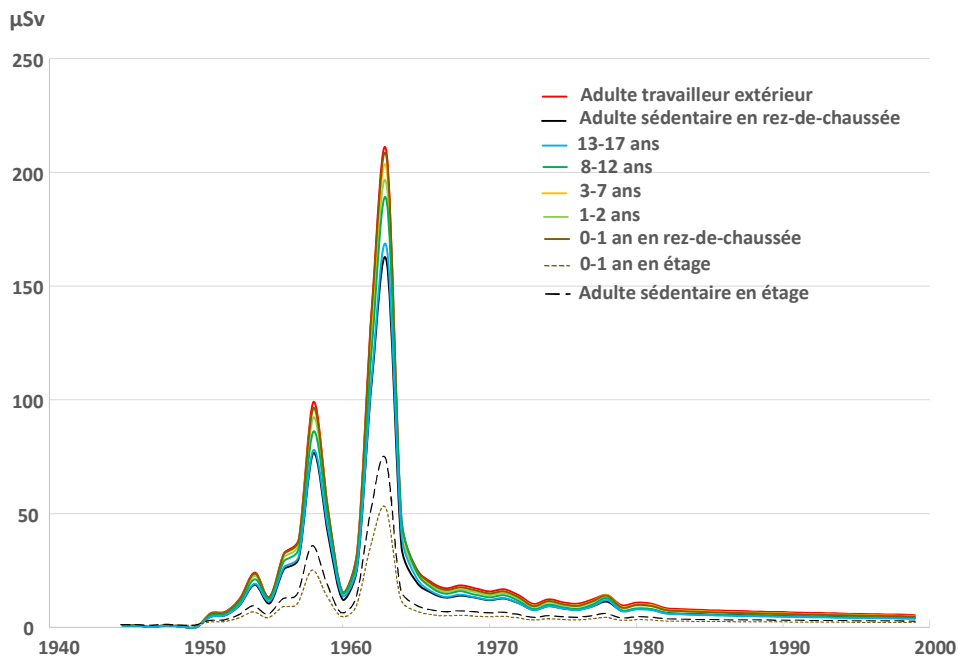


Figure 42 : Comparaison des doses efficaces externes suivant l'âge, le temps passé en extérieur pour l'adulte et l'étage de résidence/travail (µSv/an)

8.4.4. Doses équivalentes externes aux organes

Le tableau XVIII montre que les écarts entre les facteurs de doses efficaces et équivalentes aux organes sont négligeables pour l'exposition externe aux dépôts : le coefficient de variation maximum autour du facteur de dose efficace est compris entre 5% et 10% suivant les radionucléides. Les écarts de dose externe susceptibles d'être induits sont donc négligeables au regard de la variabilité des paramètres de scénario. Dans cette étude, les estimations de doses externes efficaces ont été affectées aux doses externes équivalentes aux organes.

Tableau XVIII : Facteurs de doses efficaces et équivalentes aux organes pour l'exposition externe aux dépôts à une profondeur de 0,3 mm de sol pour un adulte (Sv/h par Bq/m²)

Sv/h par Bq/m ²	¹⁰³ Ru+	¹⁰⁶ Ru+	¹³¹ I	¹³⁷ Cs+	⁹⁵ Zr+	⁹⁰ Sr+
Efficace	1,10E-12	4,73E-13	8,23E-13	1,33E-12	3,35E-12	1,05E-14
Colon	1,06E-12	4,66E-13	8,01E-13	1,29E-12	3,27E-12	1,04E-14
Poumons	1,02E-12	4,50E-13	7,69E-13	1,25E-12	3,15E-12	9,70E-15
Seins	1,19E-12	5,14E-13	9,05E-13	1,42E-12	3,55E-12	1,17E-14
Thyroïde	1,13E-12	4,98E-13	8,58E-13	1,38E-12	3,48E-12	1,15E-14
Cerveau	1,14E-12	4,96E-13	8,54E-13	1,38E-12	3,49E-12	1,02E-14
Prostate	1,07E-12	4,65E-13	8,00E-13	1,29E-12	3,25E-12	9,43E-15

9. Reconstitution des doses par ingestion

9.1. Méthodologie de calcul des doses par ingestion pour la période allant de juin 1961 à juillet 1978

La reconstitution des doses reçues par ingestion de denrées alimentaires repose sur les chroniques des activités massiques et volumiques dans les denrées (Bq/kg frais et Bq/L) établies dans le chapitre 6.

L'application de rations alimentaires (kg/mois) propres à chaque classe d'âge, assorties de délais entre la production des denrées et leur consommation pour la prise en compte de la décroissance radioactive, permettent d'estimer les activités des radionucléides incorporées par ingestion chaque mois (Bq/mois).

Enfin un coefficient de dose par unité d'incorporation (DPUI en Sv/Bq ingéré) permet d'estimer les doses reçues par ingestion à partir des activités incorporées. Les DPUI utilisées dans cette étude pour calculer les doses efficaces et équivalentes à la thyroïde, au cerveau, au colon, aux poumons, aux seins et à la prostate, pour les différentes classes d'âges, sont issues de l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 (JO 2003) et de la série de publications de la CIPR faisant suite aux recommandations de la publication 60.

Il s'agit donc principalement ici de déterminer les rations alimentaires.

Les résultats de 20 enquêtes alimentaires réalisées en France entre 1977 et 2020 ont été exploitées pour déterminer celle à retenir pour cette étude. Il s'agit de quatre enquêtes nationales (INSEE 1991, INCA1 2000, INCA2 2008 et INCA3 2015) et de seize enquêtes alimentaires locales autour de site nucléaires français menées, pour les plus récentes, par l'IRSN (Tricastin 2004, Chinon 2008, Marcoule 2010, Gravelines 2011, Blayais 2012, Bure 2013 et Saint-Alban 2020) et par le CEA (Cadarache 2018) ainsi que par divers organismes pour les plus anciennes (Gravelines 1977, Penly 1977, Creys-Malville 1977, Saint-Alban 1977, Flamanville 1978, Marcoule 1979, Civaux 1993 et Nord-Cotentin 1999) (Calmon 2017). Toutes ces enquêtes sont référencées dans le document (Calmon, 2017), à l'exception des plus récentes faites autour de Cadarache (Cohenny, 2019) et de Saint-Alban (IRSN, 2022b).

Les résultats de ces enquêtes ou leur exploitation présentent des limites, des inconvénients et des biais dont les plus saillants sont présentés ci-après. Le nombre de personnes enquêtées est plus important pour les enquêtes nationales (quelques milliers) que pour les enquêtes locales (quelques centaines). Mais les enquêtes nationales n'ont pas été menées pour répondre aux besoins des évaluations dosimétriques. Notamment, leurs résultats mentionnent le plus souvent des quantités de produits agroalimentaires transformés, voire des plats cuisinés, ne correspondent pas aux catégories de denrées agricoles brutes ou peu transformées correspondant aux connaissances radioécologiques (légumes-feuilles, légumes fruits, céréales...) et les données d'activités massiques et volumiques disponibles pour cette étude. Pour les exploiter, il a donc été nécessaire de « décomposer » les produits agroalimentaires en leurs aliments de base ; une pizza est ainsi décomposée en quantité de céréales (la pâte), de légume-fruit (tomates), de produit laitier (fromage)... Les enquêtes locales les plus récentes menées par l'IRSN et le CEA ont été menées spécifiquement pour des évaluations dosimétriques suivant un même protocole. Toutefois, elles portent sur une population très rurale avec un biais volontaire de se focaliser sur les personnes qui sont le plus susceptibles de consommer des denrées produites localement (disposant par exemple d'un jardin potager) ; il en résulte notamment des consommations plus importantes de légumes et de fruits. Enfin, les protocoles des enquêtes locales plus anciennes variaient d'une enquête à l'autre et leurs résultats ne permettent pas toujours de comparer les résultats pour chacune des catégories de denrées.

La figure 43 présente les quantités des différentes catégories d'aliments consommées annuellement par un adulte, issues de ces enquêtes. Elle montre une grande variabilité des résultats au sein d'une même catégorie avec des quantités consommées qui peuvent aller du simple au double, voire au triple (cas des légumes consommés à raison de 120 kg/an suivant l'enquête INCA1 et 320 kg/an suivant l'enquête Saint-Alban 2020). Les résultats de certaines enquêtes permettent de différencier les trois catégories de légumes habituellement distinguées en radioécologie.

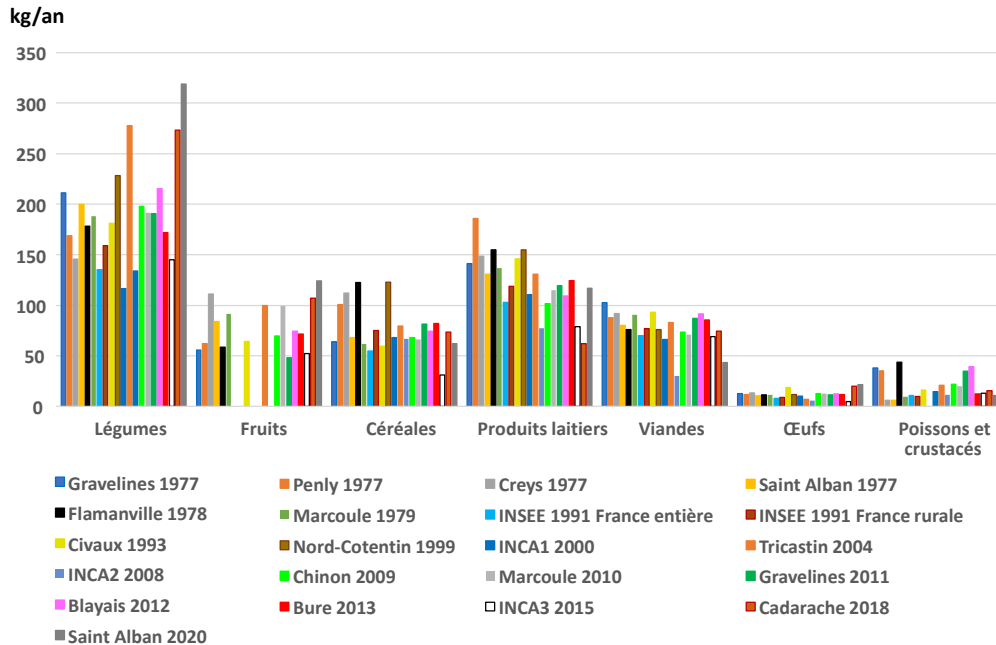


Figure 43 : Comparaison des quantités de différentes catégories de denrées consommées annuellement par un adulte suivant les différentes enquêtes alimentaires menées en France (kg/an)

C'est l'objet de la figure 44 qui montre cependant que, malgré cette distinction, les écarts de quantités consommées au sein de ces sous-catégories restent grands : 20 à 60 kg/an pour les légumes-feuilles, 40 à 130 kg/an pour le légumes-racines et 60 à 170 kg/an pour les légumes-fruits.

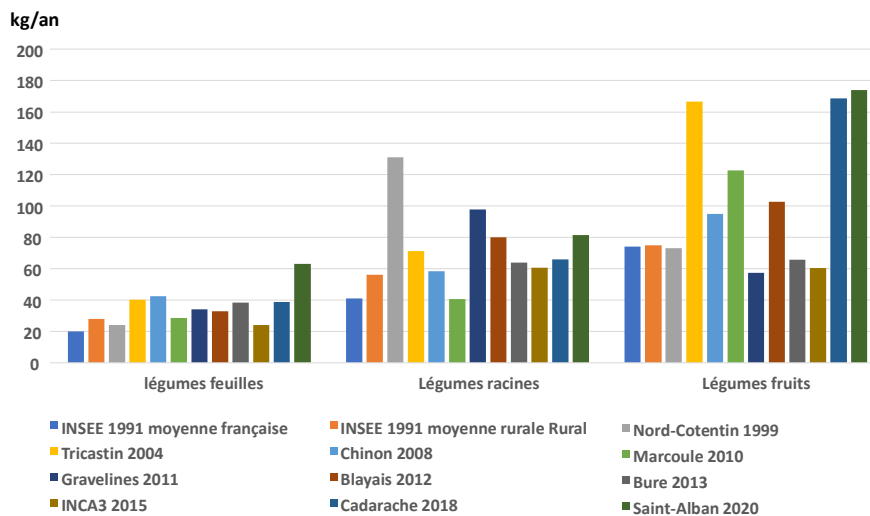


Figure 44 : Comparaison des quantités de trois catégories de légumes consommées annuellement par un adulte suivant les différentes enquêtes alimentaires menées en France (kg/an)

De manière plus générale, on note que les quantités consommées issues des enquêtes nationales sont plus faibles que celles issues des enquêtes locales. Ceci reste visible en termes de quantités totales de denrées consommées annuellement (figure 45) avec une moyenne de 370 kg/an (dans une gamme allant de 320 à 450 kg/an) pour les enquêtes nationales (bâtons rouges du graphique) et de 600 kg/an dans une gamme allant de (550 à 700) kg/an pour les enquêtes locales (bâtons bleus du graphique). L'enquête INSEE de 1991 confirme par ailleurs qu'il existe une différence de quantités totales consommées entre la France entière (380 kg/an) et la France rurale (450 kg/an) plus particulièrement représentée dans les enquêtes locales autour des sites nucléaires.

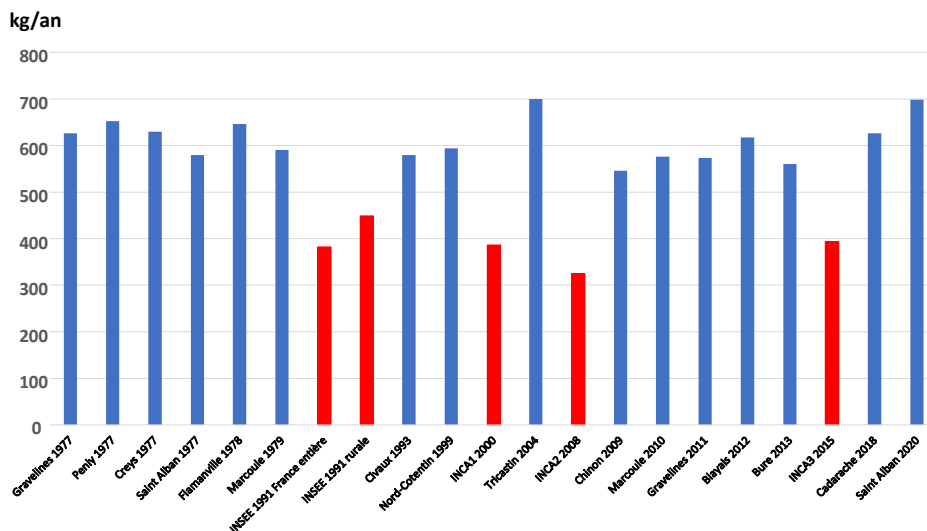


Figure 45 : Quantités totales de denrées alimentaires solides consommées annuellement par un adulte suivant les différentes enquêtes alimentaires menées en France (kg/an) ; les enquêtes nationales sont représentées en rouge, les enquêtes locales en bleu.

Aucun argument ne se dégageant pour retenir la ration alimentaire issue d'une enquête plutôt que d'une autre et afin d'améliorer la représentativité de la ration retenue, il apparaît pertinent de retenir une valeur moyenne par catégorie de denrées, des résultats de plusieurs enquêtes alimentaires

L'étude portant sur les années 1960 et 1970 et la figure 43 pouvant suggérer une évolution dans le temps des quantités consommées, notamment une diminution pour les produits laitiers, la question peut se poser de retenir des moyennes générales toutes enquêtes confondues ou des moyennes issues des enquêtes les plus anciennes. La figure 46 confirme une baisse pour les produits laitiers dont la consommation (relation linéaire) passe de 160 kg/an en 1977 à 100 kg/an. De plus, cette diminution s'accompagne d'une augmentation de la consommation des légumes dont les quantités consommées passent de 160 kg/an à 250 kg/an. On peut noter également une légère hausse de la consommation de fruits au détriment de la consommation de viande. Malgré ces tendances, les écarts d'une décennie à l'autre restent modérés (voir le tableau XIX) et ce sont les moyennes issues des résultats de toutes les enquêtes confondues de 1977 à 2020 et présentées dans le tableau XX qui sont retenue pour cette étude.

Tableau XIX : Comparaison des moyennes des quantités consommées par catégorie de denrées en fonction de la période de réalisation des enquêtes alimentaires (kg/an)

kg/an	Légumes	Fruits	Céréales	Produits laitiers	Viandes	Œufs
Moyenne années 1970	182	77	88	150	88	12
Moyenne 1977-2020	192	80	76	122	77	12
Moyenne années 2010	215	82	67	104	75	14

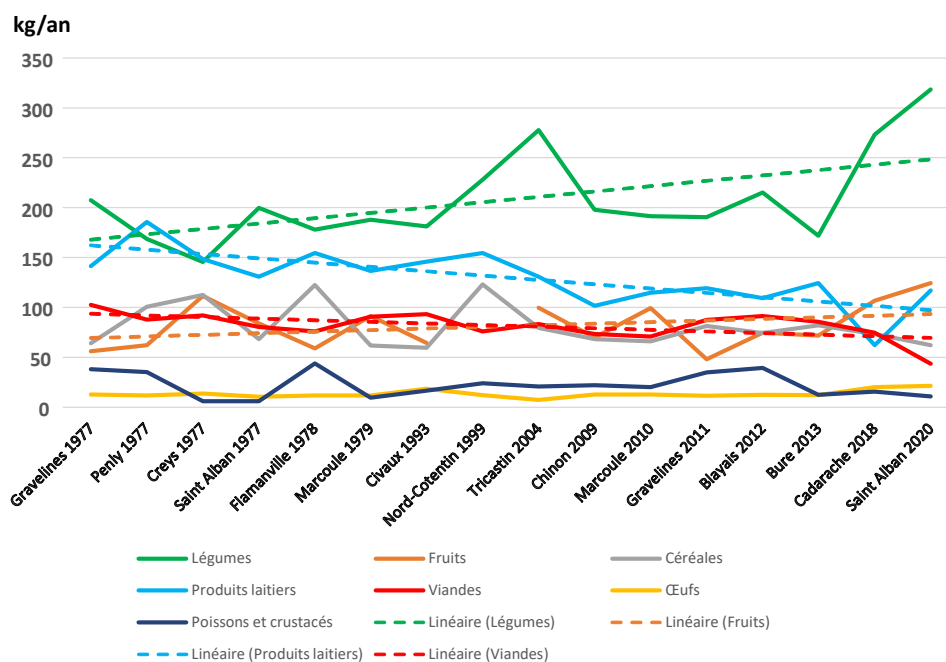


Figure 46 : Evolution dans le temps des quantités de différents types de denrées alimentaires consommées annuellement par un adulte (kg/an)

Tableau XX : quantités d'aliments consommés annuellement par catégorie de denrées retenus pour cette étude.

	Légumes-feuilles	Légumes-fruits et fruits	Légumes-racines	Céréales	Lait et produits laitiers	Viandes
kg/an	35	183	71	76	122	77
g/j	96	501	194	208	335	211

La plupart des enquêtes ne portent que sur les adultes. Les rares enquêtes portant sur des enfants fournissent des résultats disparates et difficilement comparables du fait que les classes d'âges considérées sont différentes de l'une à l'autre ainsi que de celles proposées par CIPR pour les DPUI. Pour cette étude, les quantités consommées par les enfants des différentes classes d'âges sont déterminées en appliquant les ratios sur les quantités consommées par les adultes qui sont préconisés par l'AIEA. Ces ratios « enfants/adultes » sont fournis dans le tableau XXI. Enfin, dans le cas des enfants de 0-1 an une consommation unique de lait de 800 g/j a été retenue (Vidal et Renaud 2000). Des informations supplémentaires sur les rations alimentaires des enfants sont fournies dans (Vidal et Renaud 2000 et CEA 2019).

Tableau XXI : Ratios des quantités consommées « enfants/adulte » préconisés par l'AIEA (IAEA, 1999)

	1-2 ans	3-7 ans	8-12 ans	13-17 ans
Légumes-feuilles	0,62	0,79	0,84	1
Légumes-fruits et fruits	0,34	0,68	0,83	1
Légumes-racines	0,64	0,73	0,88	1
Céréales	0,33	0,49	0,68	1
Produits laitiers	1,3	0,46	0,64	1
Viandes	0,22	0,40	0,63	1

9.2. Doses efficaces par ingestion estimées pour un adulte sur la période 1961-1978 ; comparaison avec les estimations de l'UNSCEAR

La figure 47 présente l'évolution des doses efficaces par ingestion mensuelles pour un adulte, estimées en utilisant la méthodologie précédente. Cette évolution et les contributions respectives des différents radionucléides sont directement liées d'une part aux activités dans les denrées, d'autre part aux différents niveaux de radiotoxicité par ingestion propre à chaque radionucléide (DPUI voir paragraphe 9.1). Cette figure fait clairement apparaître les cinq radionucléides qui, hors tritium et carbone 14, contribuent (avec leur filiation) à l'essentiel des doses efficaces par ingestion : ^{131}I , $^{137}\text{Cs}^+$, $^{90}\text{Sr}^+$, $^{144}\text{Ce}^+$ et $^{106}\text{Ru}^+$. Les contributeurs secondaires sont ^{91}Y et ^{89}Sr ; les onze autres radionucléides considérés dans cette étude apportant des contributions négligeables aux doses reçues par ingestion.

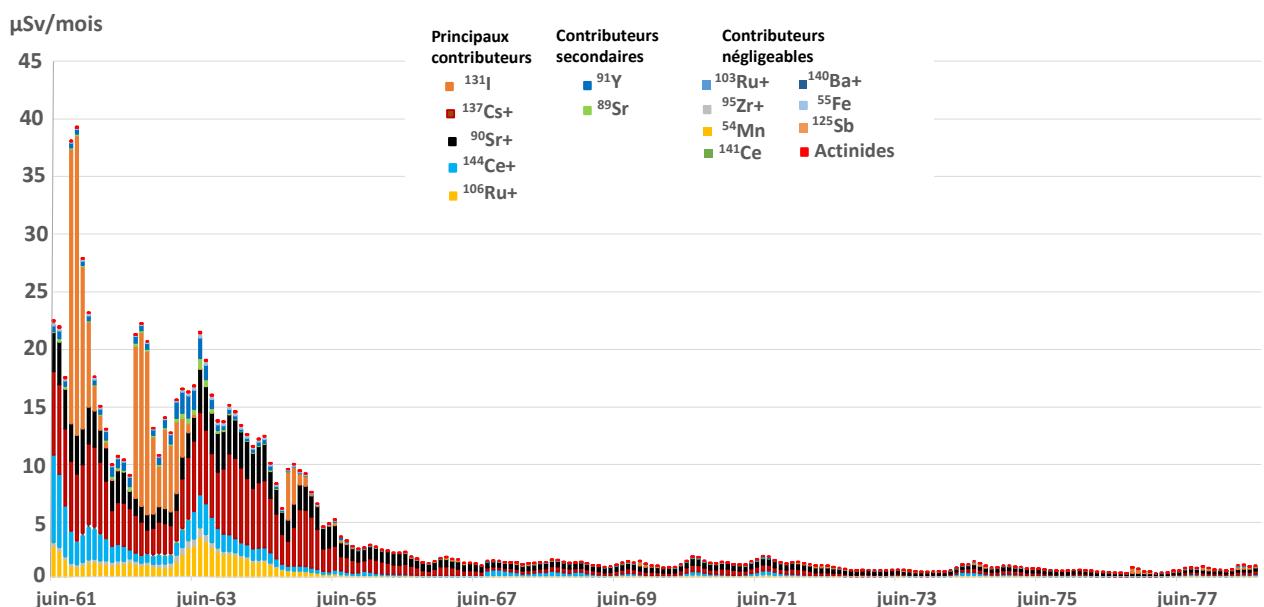


Figure 47 : Doses efficaces mensuelles par ingestion estimées pour un adulte entre juin 1961 et juillet 1978 ($\mu\text{Sv}/\text{mois}$).

Des estimations similaires ont été faites pour les différentes classes d'âges. Les chroniques de doses annuelles obtenues par sommation de ces doses mensuelles seront commentées dans le paragraphe 9.4.

Dans son rapport de 2000, l'UNSCEAR fournit les estimations moyennes mondiales des doses efficaces annuelles reçues par ingestion pour un adulte de 1945 à 1985 et pour cinq radionucléides : ^{131}I , ^{137}Cs +, ^{90}Sr +, ^{140}Ba + et ^{89}Sr . Sur la période 1962-1977 (les années 1961 et 1978 n'étant pas complètes), ces estimations peuvent être comparées aux moyennes annuelles estimées dans le cadre de cette étude.

Les graphiques de la figure 48 confirment que ^{131}I , ^{137}Cs + et ^{90}Sr + (en bleu, rouge et noir) font partie des radionucléides qui induisent les doses efficaces par ingestion pour un adulte les plus élevées. Les doses dues au ^{89}Sr et au ^{140}Ba + sont nettement plus faibles.

Cette comparaison montre que, si l'on excepte le cas du ^{55}Fe , les estimations faites pour la France métropolitaine dans le cadre de cette étude sont en moyenne deux fois supérieures à celles de l'UNSCEAR pour l'hémisphère nord, tout en présentant des évolutions similaires. Le rapport moyen entre les deux estimations (UNSCEAR/IRSN) est de 0,6 pour ^{137}Cs +, 0,5 pour ^{90}Sr +, 0,3 pour ^{140}Ba + et ^{89}Sr et 0,7 pour ^{131}I . Ce rapport peut en grande partie s'expliquer par le fait que les dépôts radioactifs estimés par l'IRSN sur la France métropolitaine sont deux fois plus importants que ceux estimés par l'UNSCEAR sur l'hémisphère Nord (voir le paragraphe 5.2). Dans le cas du ^{55}Fe , aucune explication n'est avancée sur le fait que les estimations de l'UNSCEAR soit 2 fois supérieures à celles de l'IRSN. On note cependant que l'évolution des doses estimées par l'UNSCEAR pour ce radionucléide, présente une diminution depuis 1965 étonnamment linéaire.

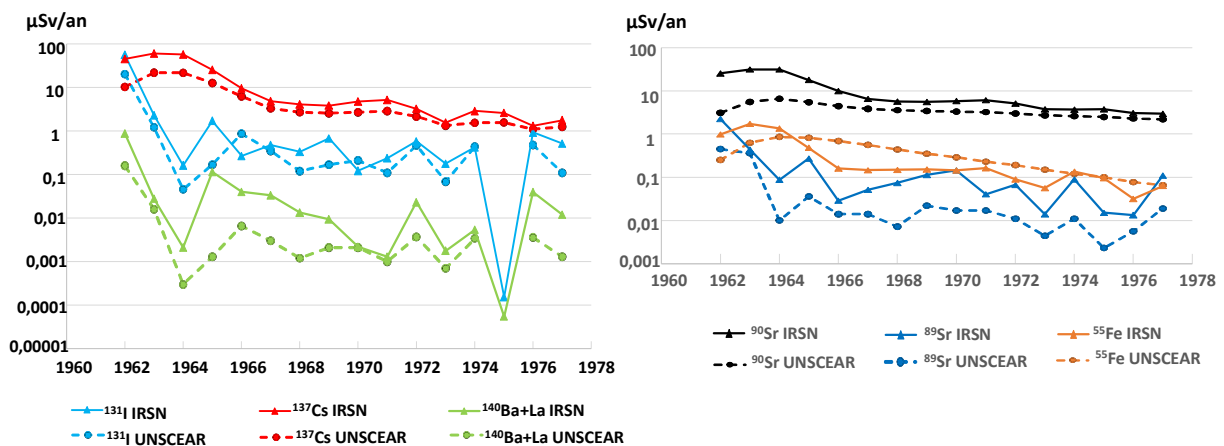


Figure 48 : Comparaisons entre les doses efficaces par ingestion annuelles pour l'adulte estimées par l'UNSCEAR et celles estimées à partir des données françaises pour la période 1962-1977

9.3. Méthodologie de reconstitution des chroniques de doses par ingestion efficaces et aux organes par tranche d'âges sur la période 1945-2020

Le premier objectif est d'élargir la période d'estimation des doses par ingestion aux périodes antérieures et postérieures à celles étudiées à partir des données françaises, soit de 1945 à 1961 et de 1977 à 2020. Pour les six radionucléides pour lesquels l'UNSCEAR fournit, dans son rapport de 2000, des évaluations dosimétriques de 1945 à 1999, cet élargissement est réalisé en corrigeant ces doses

par les écarts constatés avec les estimations de l'IRSN sur la période 1962-1977. Le tableau XXII présente, pour chaque radionucléide, les facteurs correctifs appliqués aux estimations dosimétriques de l'UNSCEAR. Par exemple, la dose efficace par ingestion de $^{90}\text{Sr}+$ pour un adulte en France est obtenue en divisant par 0,5 la dose correspondante fournie par l'UNSCEAR.

Tableau XXII : Ratio entre les estimations de doses efficaces par ingestion pour l'adulte fournies par l'UNSCEAR et celles estimées dans le cadre de la présente étude (UNSCEAR/IRSN).

^{131}I	$^{140}\text{Ba}+$	^{89}Sr	$^{90}\text{Sr}+$	$^{137}\text{Cs}+$	^{55}Fe
0,7	0,3	0,3	0,5	0,6	1,9

Pour les autres radionucléides, les chroniques dosimétriques complètes sur la période 1945-1999 ont été reconstituées au moyen du rapport entre les doses estimées pour le radionucléide considéré et celles dues au ^{137}Cs : en 1962 pour la période 1945-1961, et moyen sur 1976-1977 pour la période 1978-1999 (voir le tableau XXIII). Le recours à deux valeurs distinctes pour les deux périodes se justifie par le fait que le rapport évolue de manière non négligeable entre 1962 et 1977 pour les radionucléides de périodes courtes ($^{103}\text{Ru}+$, $^{95}\text{Zr}+$, ^{141}Ce et ^{91}Y).

Tableau XXIII : Rapports isotopiques des doses par ingestion estimées sur la période 1962-1977 pour différents radionucléides par rapport à celle de $^{137}\text{Cs}+$

$^{103}\text{Ru}+$	$^{106}\text{Ru}+$	$^{95}\text{Zr}+$	^{54}Mn	$^{144}\text{Ce}+$	^{141}Ce	^{91}Y	^{125}Sb	^{238}Pu	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Pu	^{241}Am
Rapport Cs/Rni 1962											
35	4	19	55	3	75	6	66	4500	120	490	5600
Rapports Cs/Rni moyen en 1976-1977											
149	5	68	65	4	140	17	75	5500	150	640	5800

Seuls neuf radionucléides de période suffisamment longue ont induit des doses par ingestion au-delà de 1999. Il s'agit de ^3H , ^{14}C , $^{90}\text{Sr}+$, $^{137}\text{Cs}+$ et des actinides.

Les doses dues à l'ingestion d'actinides sont négligeables, de l'ordre du millième des doses totales par ingestion tous radionucléides confondus sur la période 1961-1978. Ceci résulte des très faibles dépôts de ces radionucléides, de leur très faible transfert racinaire et d'un transfert quasi-inexistant vers les denrées d'origine animales. Malgré un nombre très restreint de résultats de mesure (les activités massiques des actinides dans les denrées sont souvent trop faibles pour être mesurées) la dose annuelle par ingestion d'actinides a été estimée à moins de 50 nSv/an sur la période 2008-2018 (IRSN 2022a).

Les doses dues à l'ingestion de $^{137}\text{Cs}+$ provenant des retombées des essais nucléaires ne sont estimées dans cette étude que jusqu'à 1985. A partir de 1986, ces doses ont principalement pour origine les retombées de l'accident de Tchernobyl sur la majeure partie du territoire. C'est pourquoi, l'exposition de la population liée à l'ingestion de ce radionucléide depuis 1985 est estimée dans le cadre des retombées de cet accident.

Les doses reçues par ingestion de $^{90}\text{Sr}+$ sur la période 1978-2020 ont été estimée par interpolation linéaire entre celle de 1978 et celles estimées sur la base de résultats de mesure acquis sur la période

2008-2020 (IRSN, 2022). Une bonne concordance entre ces estimations et celles de l'UNSCEAR sur la période 1978-1999 a pu être constatée.

Les doses reçues par ingestion de ^{14}C et de ^3H sur la période 1953-2020 ont été estimées sur la base des activités massiques et surfaciques des denrées établies dans le paragraphe 6.7.

Pour les enfants des différentes classes d'âge, les doses efficaces par ingestion sur les périodes 1945-1961 et 1978-1999 ont été calculées en appliquant aux estimations de l'UNSCEAR pour l'adulte, le rapport entre les doses efficaces de chaque classe d'âge est celle calculée pour un adulte sur la période 1962-1977 à partir des données françaises. Le tableau XXIV présente ces ratios « enfant/adulte » pour les différentes classes d'âges. Ces rapports résultent des effets antagonistes des DPUI, plus élevés pour les enfants que pour les adultes et de quantités d'aliments consommés, plus faibles pour les enfants que pour les adultes. Dans le cas des adolescents de 13-17 ans, des rations alimentaires identiques à celles des adultes et des DPUI très proches de ceux des adultes, se traduisent par des ratios proches de 1.

Dès lors que les doses efficaces sont connues par radionucléides et par classe d'âges, les doses aux organes n'en diffèrent que par la valeur du DPUI.

Tableau XXIV : Ratios entre les doses efficaces relatives à chaque classe d'âge et les doses pour adulte, calculées sur la période 1962-1977

	^{103}Ru	^{106}Ru	^{95}Zr	^{54}Mn	^{144}Ce	^{141}Ce	^{140}Ba	^{137}Cs	^{90}Sr	^{14}C
0-1 an/adulte	0,64	0,98	0,01	0,14	0,21	0,14	1,70	0,52	2,23	0,45
1-2 ans/adulte	3,01	2,91	2,75	1,46	2,92	3,25	3,99	0,41	1,47	1,88
3-7 ans/adulte	2,12	2,07	2,16	1,38	2,15	2,39	2,36	0,37	1,03	0,75
8-12 ans/adulte	1,59	1,58	1,57	1,29	1,57	1,65	1,74	0,53	1,55	1,10
13-17 ans/adulte	0,97	0,91	1,01	0,86	0,93	0,97	1,08	0,69	1,96	1,02
	^{131}I	^{89}Sr	^{91}Y	^{55}Fe	^{125}Sb	^{238}Pu	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Pu	^{241}Am	^3H
0-1 an/adulte	0,89	5,22	0,18	0,52	1,01	1,49	1,44	1,00	0,03	2,68
1-2 ans/adulte	4,96	4,18	3,24	2,24	2,54	0,79	0,77	0,54	0,79	2,14
3-7 ans/adulte	3,01	2,06	2,30	2,75	1,91	0,81	0,80	0,69	0,83	1,40
8-12 ans/adulte	1,92	1,67	1,66	2,40	1,47	0,78	0,80	0,79	0,83	1,10
13-17 ans/adulte	1,26	1,15	0,92	1,68	0,92	0,71	0,71	0,74	0,75	1,00

9.4. Doses par ingestion estimées pour la période 1945-2020

Les doses efficaces annuelles reçues par ingestion par les adultes évoluent beaucoup dans le temps (voir la figure 49). Dans les années 1940, elles fluctuent de 0,03 à 0,4 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ puis augmentent à 2,8 μSv en 1951 et 48 μSv en 1958. A la suite du moratoire sur les essais nucléaires de 1959, elles diminuent légèrement avant de remonter brutalement à 186 μSv en 1962 puis 211 μSv en 1963 avec la reprise des essais soviétiques puis américains. Par suite de l'arrêt des essais nucléaires américano-soviétique en juin 1963, ces doses par ingestion diminuent rapidement pour se trouver autour de 20 μSv à la fin des années 1960. Les retombées des essais chinois induisent des fluctuations tout au long des années 70 entre 8 et 20 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ suivant les années. Après l'arrêt des essais chinois en 1980, elles diminuent très régulièrement de 7 à 2 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ en 2020.

Les contributions respectives des différents radionucléides évoluent également dans le temps et on distingue 2 périodes. Jusqu'en 1963, et notamment durant les années de retombées intenses (1958, 1961 et 1962), ^{131}I est le contributeur majeur aux doses par ingestion. Il est suivi par $^{144}\text{Ce}+$ et $^{106}\text{Ru}+$. A partir de 1964, les retombées des essais chinois sont plus faibles ; $^{137}\text{Cs}+$ et $^{90}\text{Sr}+$ qui se sont accumulés dans le sol sont transférés aux végétaux par transfert racinaire puis à toute la chaîne alimentaire. Sur la figure 49 est mentionnée la dose due à $^{137}\text{Cs}+$ en 1985 : 0,75 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Cette dose, déjà faible au regard de celles dues au $^{90}\text{Sr}+$ et au ^{14}C , a certainement diminué jusqu'à 2020, mais il n'est pas possible de disposer des valeurs postérieures à 1985 car, dès 1986, le $^{137}\text{Cs}+$ présent dans l'environnement français provient principalement des retombées de l'accident de Tchernobyl sur la majeure partie du territoire. Or il n'est pas possible de le différencier de celui rémanent des essais nucléaires. C'est pourquoi, par construction, les doses reçues par ingestion de ce radionucléide à partir de 1986, sont estimées dans le cadre des conséquences de cet accident et non pas dans celui de la présente étude. Depuis la fin des années 1980, les doses par ingestion liées à la rémanence dans l'environnement des retombées des essais nucléaires sont dues au $^{90}\text{Sr}+$ et au ^{14}C . Celles de ^{14}C sont en constante diminution et il en est de même de celles de $^{90}\text{Sr}+$. Le fait que les doses annuelles dues à l'ingestion de $^{90}\text{Sr}+$ soient présentées comme constante de 2008 à 2018 (1,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$) résulte du fait que cette dose a été estimée en utilisant toutes les données disponibles sur cette décennie. Il faudra attendre plusieurs années d'analyses pour faire une nouvelle estimation.

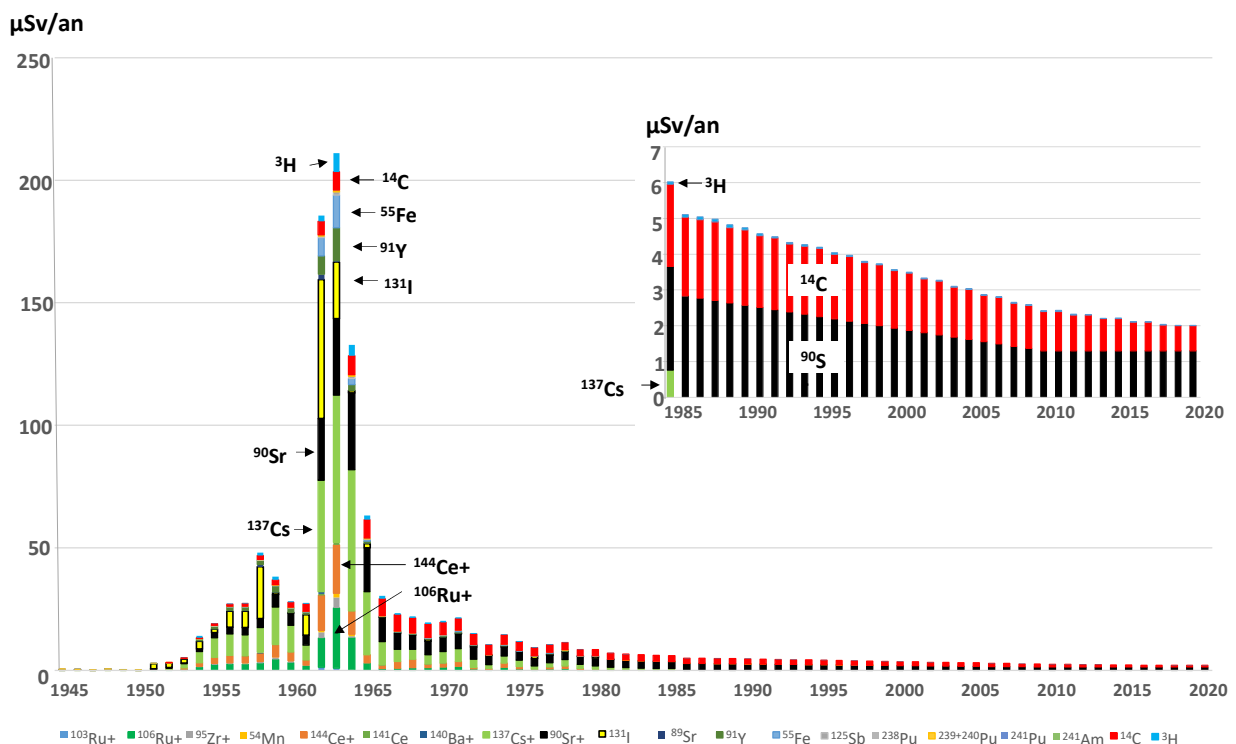


Figure 49 : Doses efficaces annuelles reçues par ingestion de denrées alimentaires estimées pour un adulte entre 1945 et 2020 (μSv) et contribution des différents radionucléides

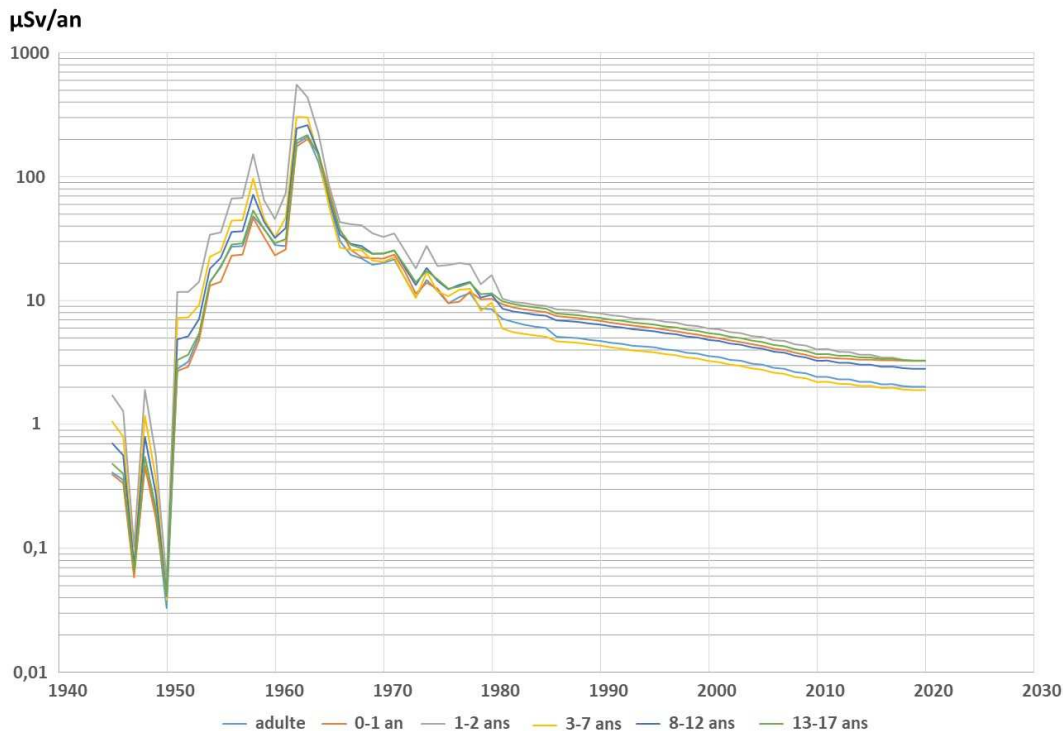


Figure 50 : Comparaison des doses reçues par ingestion estimées pour les différents âges (µSv/an)

La figure 50 permet de comparer les doses par ingestion estimées pour les différentes classes d'âges. Comme attendu, les doses estimées pour les enfants de 1-2 ans sont les plus élevées sur toute la période 1945-2020. Elles atteignent 550 µSv en 1963, soit 2,6 fois plus que celles des adultes. Ceci résulte de DPUI plus élevées qui ne sont pas compensées complètement par les quantités plus faibles d'aliments consommés par les enfants. Les doses par ingestion pour les nourrissons sont les plus faibles en raison d'une consommation qui se limite à 800 g/j de lait. Les écarts les plus importants entre ces deux populations et, de manière générale, entre les différentes classes d'âge sont liés à la contribution de ^{131}I dans les doses par ingestion. Plus la contribution de ^{131}I est importante, plus les écarts inter-âges sont importants. Jusqu'au milieu des années 80, les doses estimées pour les adolescents (13-17 ans) sont très proches de celles estimées pour les adultes. A partir des années 80, les doses aux adolescents sont deux fois plus élevées que celles aux adultes en raison de l'écart des DPUI de ^{90}Sr entre ces deux classes d'âges, dû au développement du squelette chez l'adolescent.

Les doses à la thyroïde les plus élevées sont aussi celles estimées pour les enfants de 1 à 2 ans ; elles ont atteint 7 200 µSv/an en 1962 pour cette classe d'âge (voir la figure 51). Celles estimées pour les enfants de 3 à 7 ans sont 1,6 à 2 fois inférieures, celles pour les enfants de 4 à 8 ans 1,7 à 3 fois inférieures. Les doses à la thyroïde des nourrissons sont les plus faibles : cinq à sept fois inférieures à celles estimées pour les enfants de 1 à 2 ans. Comme pour les doses reçues par inhalation, les doses à la thyroïde résultant de l'ingestion sont dues principalement à ^{131}I jusqu'en 1963, voire quasi-exclusivement lors des années de retombées intenses. Durant la période des essais chinois (1964-1980), la contribution de ^{131}I reste le plus souvent prépondérante devant ^{14}C , ^3H et ^{137}Cs . Après la fin des retombées des essais nucléaires, les doses à la thyroïde par ingestion de denrées sont dues principalement à ^{14}C avec une petite contribution de ^3H .

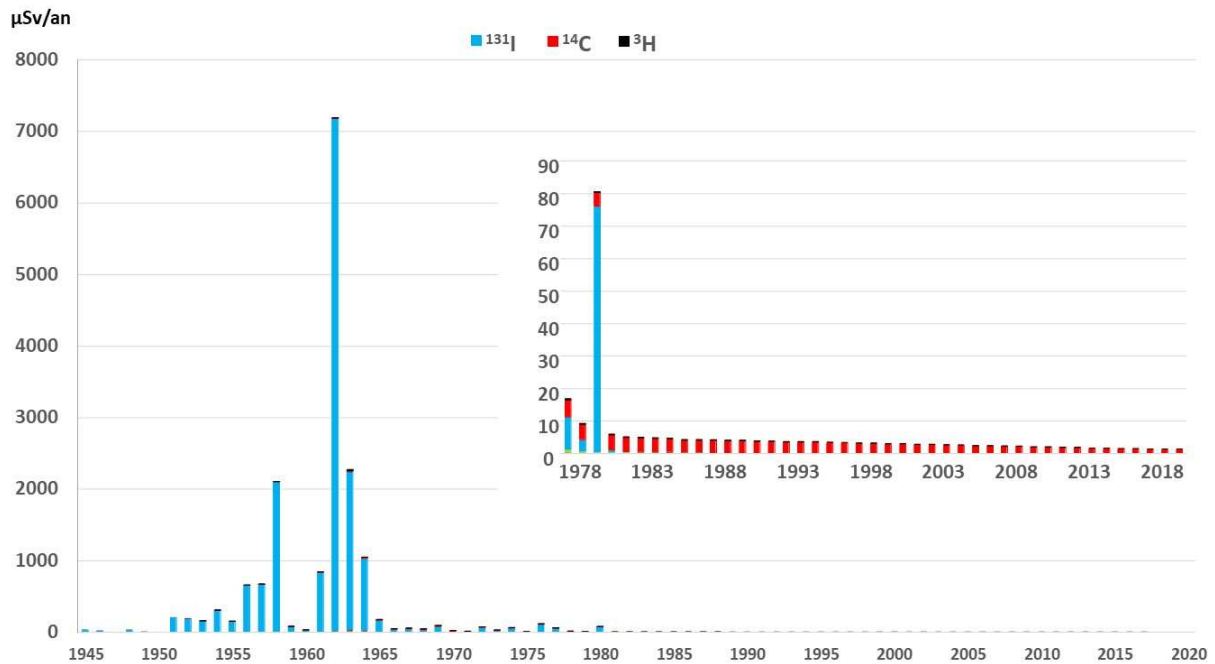


Figure 51 : Doses à la thyroïde par ingestion de denrées alimentaires estimées pour les enfants de 1 à 2 ans (μSv/an)

Les doses au cerveau et à la prostate sont nettement plus faibles que les doses efficaces. Les plus élevées, celles des adultes, ont atteint un maximum en 1963 de 80 μSv et 65 μSv respectivement, soit de l'ordre de trois fois inférieures aux doses efficaces. Après 1963, les doses au cerveau et aux seins les plus élevées sont celles des enfants de 1 à 2 ans. Jusqu'en 1965 le principal contributeur est ¹³⁷Cs+ suivi de ¹⁴C, ³H, ⁵⁵Fe et ¹⁰⁶Ru+. A partir de 1966, la contribution de ¹⁴C devient prépondérante et augmente jusqu'à atteindre 94% en 2020.

Les doses efficaces à la prostate présentent de nombreuses similitudes avec celles aux seins et au cerveau. Les plus élevées sont celles des adultes jusqu'en 1963 avec un maximum de 130 μSv cette année-là. A partir de 1964, les plus élevées sont celles des enfants de 1 à 2 ans. Les principaux radionucléides contributeurs sont les mêmes, avec toutefois une contribution de ⁵⁵Fe qui peut être proche de celle de ¹³⁷Cs+ notamment pour les adultes (40% et 42% respectivement en 1963). Après la fin des essais chinois, ¹⁴C devient également le principal contributeur aux doses à la prostate résultant de l'ingestion de denrées alimentaires. Il existe aussi de nombreuses similitudes entre les doses aux poumons et celles à la prostate. Toutefois, dans le cas des doses aux poumons, les plus élevées jusqu'en 1963 sont celles des enfants de 0 à 1 an qui atteignent 130 μSv cette année-là et la contribution de ⁵⁵Fe est beaucoup moins importante.

Enfin les doses au colon reçues par ingestion se distinguent nettement des précédentes (voir la figure 52). Elles sont de deux fois plus élevées (pour les enfants de 0-1 an) à huit fois plus élevées (pour les enfants de 1 à 2 ans) que les doses efficaces et atteignent 1 730 μSv en 1963 pour cette dernière classe d'âges. Durant les retombées des essais nucléaires, de 1945 à 1980, les principaux radionucléides contributeurs sont ¹⁴⁴Ce+ ; ⁹¹Y, ¹⁰⁶Ru+, ⁹⁰Sr+ et ⁸⁹Sr avec des importances relatives différentes suivant l'âge. La contribution de ⁹⁰Sr+ augmente progressivement au fil des années de même que celle de ¹⁴C.

A partir de 1980, les doses au colon reçues par ingestion sont dues essentiellement à ces deux radionucléides, la contribution de $^{90}\text{Sr}+$ étant majoritaire.

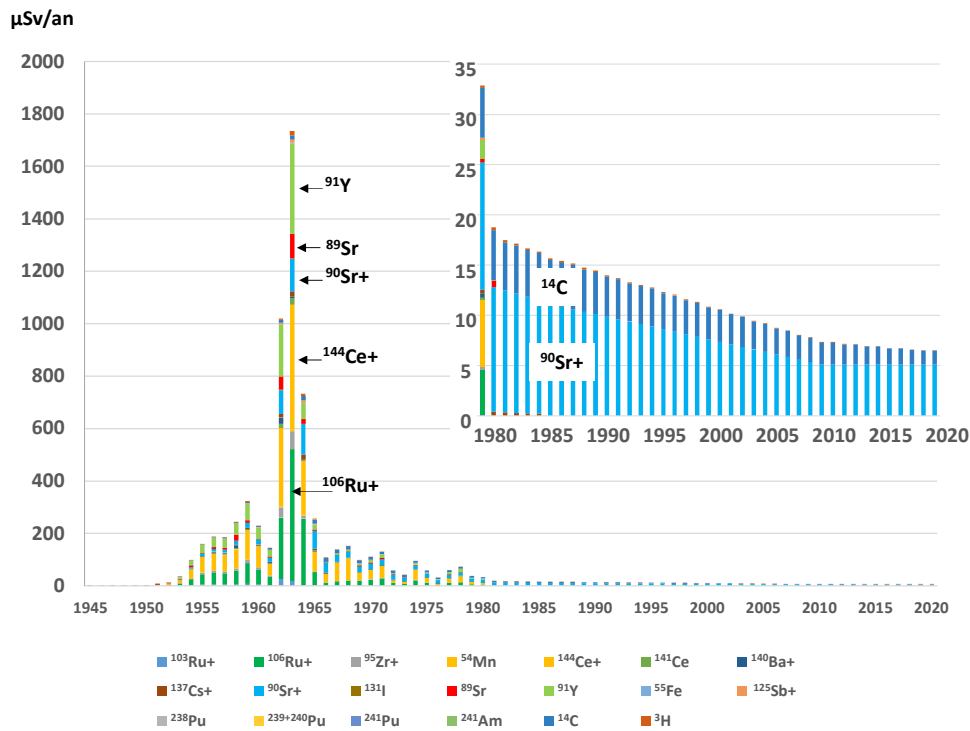


Figure 52 : Doses au colon reçues par ingestion de denrées alimentaires estimées pour les enfants de 1 à 2 ans (µSv/an)

9.5. Résultats de mesure du contenu de plateaux-repas ; élément de validation des doses par ingestion et variabilité géographique

De 1966 à 1985, des analyses de $^{137}\text{Cs}+$ et de $^{90}\text{Sr}+$ ont été réalisées sur le contenu de plateaux-repas prélevés dans des établissements scolaires accueillant des adolescents de sept villes de France : Le Vésinet, Epinal, Rennes, Grenoble, Clermont-Ferrand, Bordeaux et Avignon. Les activités mesurées exprimées en Bq/plateau ont été multipliées par 2,5 pour prendre en compte le repas du soir et les petits repas (petits déjeuner et goûter) et obtenir des activités quotidiennement incorporées (Bq/j). Ce sont ces résultats qui sont présentés sur la figure 53. Cette figure montre que les activités de $^{137}\text{Cs}+$ incorporées quotidiennement par les adolescents étaient plus fluctuantes que celles de $^{90}\text{Sr}+$. Ceci s'explique par le fait que les activités de $^{137}\text{Cs}+$ dans les denrées alimentaires résultent principalement du transfert foliaire et sont donc très influencées par la variabilité des dépôts mensuels, alors que celles de $^{90}\text{Sr}+$ résultent en grande partie du transfert racinaires. Il en résulte également que les activités de $^{90}\text{Sr}+$ sont beaucoup moins dispersées que celles de $^{137}\text{Cs}+$.

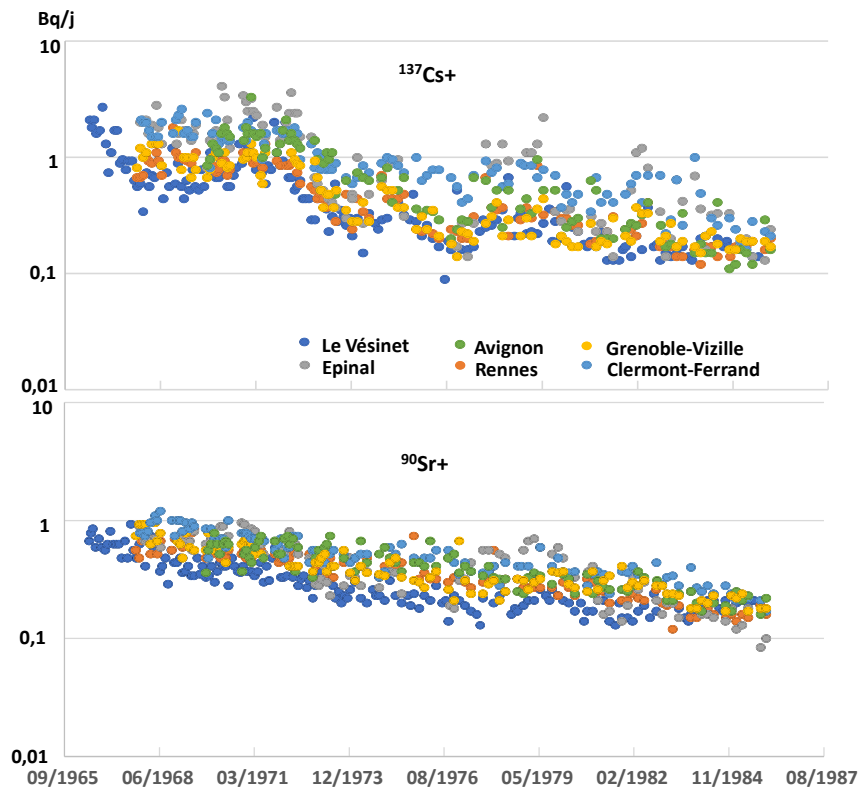


Figure 53 : Activités de $^{137}\text{Cs}+$ et de $^{90}\text{Sr}+$ incorporées quotidiennement par des adolescents, estimées à partir d'analyses du contenu de plateau-repas prélevés dans les établissements scolaires

On note que pour les deux radionucléides, les activités quotidiennement incorporées diffèrent suivant le lieu. Une partie de ces écarts inter-localités, s'explique par la variabilité des dépôts liée à celle des précipitations moyennes annuelles (voir les chapitres 5.3 et 6). Ainsi, les activités les plus faibles concernent le Vésinet (ronds bleu foncé ; précipitations moyennes annuelles autour de 660 mm) alors que les plus élevées concernent Epinal (ronds gris ; précipitations moyennes annuelles autour de 1100 mm). Comme indiqué dans le chapitre 6, à cette cause de variabilité, s'ajoutent les influences des pratiques culturelles et d'élevage (notamment liées aux élevages extensifs et intensifs), ainsi que les caractéristiques des sols.

Ces activités incorporées, directement issues de résultats de mesure, peuvent être comparées à celles calculées à partir de la ration alimentaire retenue et des activités massiques et volumiques estimées dans les denrées alimentaires. C'est l'objet de la figure 54 qui permet de confronter les activités de $^{137}\text{Cs}+$ et de $^{90}\text{Sr}+$ incorporées quotidiennement issues des mesures de plateau-repas à celles utilisées pour les estimations des doses par ingestion pour Le Vésinet et Epinal. Les résultats du modèle pour Epinal sont déduits de ceux estimés pour le Vésinet en appliquant le ratio des précipitations moyennes annuelles entre ces deux localités ($1100 \text{ mm} / 660 \text{ mm} = 1,7$) comme préconisé dans le chapitre 5.3.

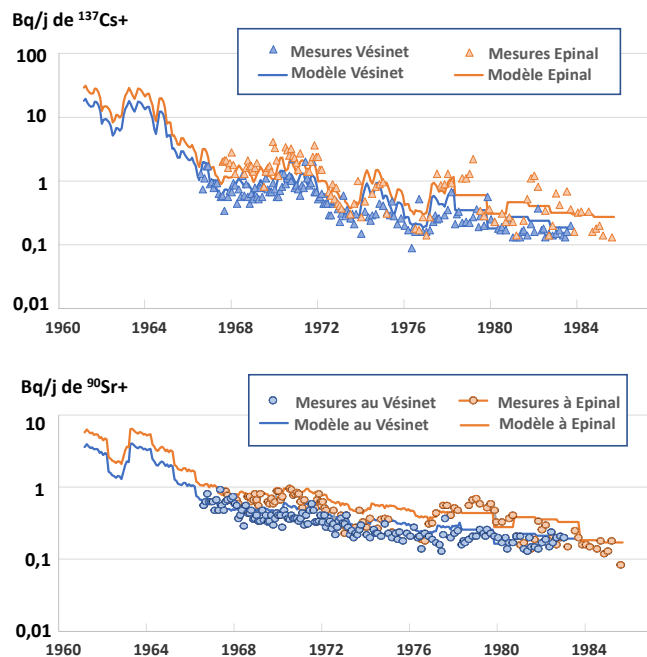


Figure 54 : Comparaison entre les activités de $^{137}\text{Cs}+$ et $^{90}\text{Sr}+$ quotidiennement incorporées déduites des mesures sur le contenu des plateaux-repas et celles correspondant aux doses par ingestion estimées dans cette étude (Bq/j)

Les graphiques montrent que les deux estimations sont concordantes pour Le Vésinet comme pour Epinal et pour $^{137}\text{Cs}+$ comme pour $^{90}\text{Sr}+$. Dans le cas du Vésinet, les résultats du modèle sont de 30% supérieurs à ceux issus des mesures de plateaux-repas (35% pour $^{137}\text{Cs}+$ et 28% pour $^{90}\text{Sr}+$). Dans le cas d'Epinal, la surestimation du modèle est aussi de 30% pour $^{90}\text{Sr}+$ alors qu'elle n'est que de 6% pour $^{137}\text{Cs}+$.

Ces écarts sont faibles au regard des hypothèses et des sources de variabilité (et donc d'incertitudes) inhérentes aux deux approches. Ainsi, les mesures effectuées sur le contenu des plateaux-repas constituent un élément de validation des doses par ingestion pour les deux radionucléides concernés ($^{137}\text{Cs}+$ et $^{90}\text{Sr}+$) et plus généralement pour les doses totales reçues par ingestion. On rappelle en effet qu'en dehors des années de retombées intenses (pour lesquelles ^{131}I est le contributeur prépondérant aux doses efficaces par ingestion), ces deux radionucléides contribuent majoritairement, voire très majoritairement (jusqu'à près de 70%), aux doses totales reçues par ingestion tous radionucléides confondus. Enfin, ces analyses de plateau-repas valident aussi la ration alimentaire retenue et donc partiellement les calculs des doses par ingestion relatives aux autres radionucléides.

10. Doses totales toutes voies d'exposition confondues

10.1. Variabilité suivant l'âge des personnes et contribution des voies d'exposition

La figure 55 présente les doses efficaces annuelles totales, toutes voies d'expositions confondues, de 1945 à 2020 pour le site du Vésinet. Quelle que soit la période considérée, les enfants de 1 à 2 ans sont toujours ceux pour lesquels les doses estimées sont les plus élevées, suivis des enfants d'autres classes d'âge ; les doses estimées pour les adultes, notamment pour les adultes sédentaires, sont les plus faibles. Ceci résulte de la prépondérance des doses liées à l'ingestion de denrées alimentaires dans les doses efficaces totales comme le montre la figure 56. Si pour les adultes l'ingestion de denrées contribue entre 30% et 70% des doses efficaces totales suivant les années, pour les enfants de 1 à 2 ans cette contribution va de 50% à 80% (en 1963).

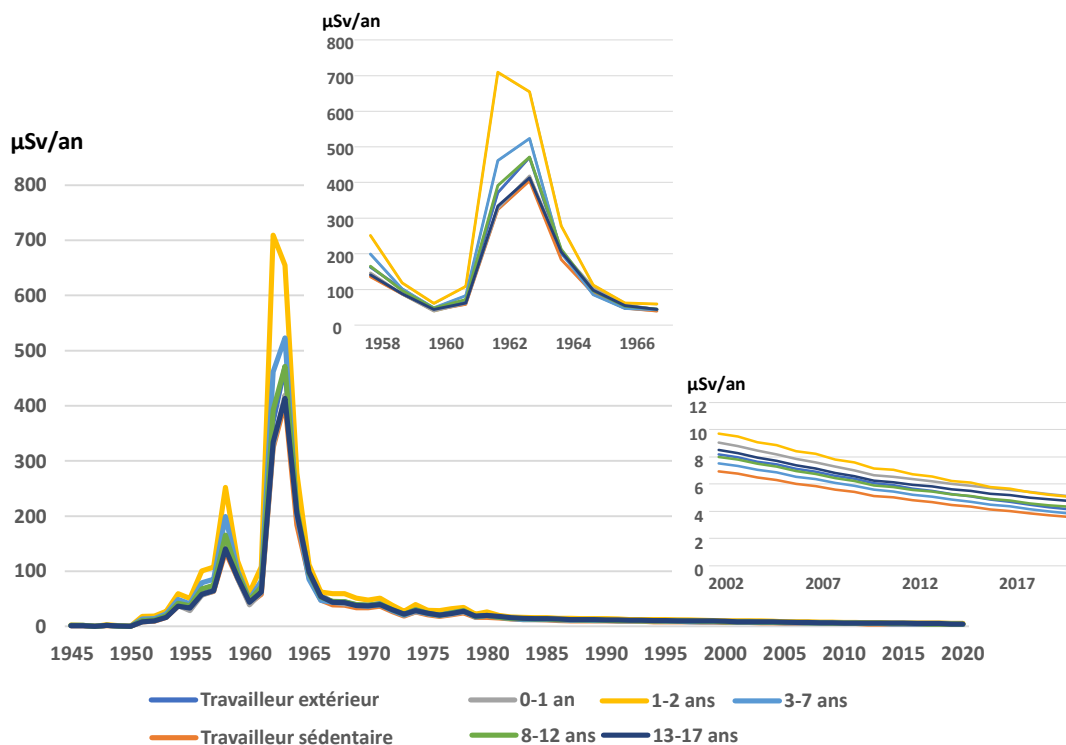


Figure 55 : Comparaison des doses efficaces estimées pour différentes classes d'âges de personnes résidant au Vésinet (µSv/an)

Suivant l'âge, c'est en 1962 ou en 1963 que les doses efficaces ont été les plus élevées, atteignant au Vésinet, 710 µSv pour les enfants de 1 à 2 ans en 1962 et 470 µSv pour les adultes en 1963. En 2020, les doses efficaces liées à la rémanence des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires se situent entre 3,5 µSv pour les adultes et 5 µSv pour les enfants en bas âges. Pour les adultes, cette estimation est cohérente avec celle faite précédemment par l'IRSN sur la base des résultats de mesure

de la période 2008-2018 : 2,4 μSv , hors contribution du ^{137}Cs considéré comme résultant principalement des retombées de l'accident de Tchernobyl (IRSN, 2022).

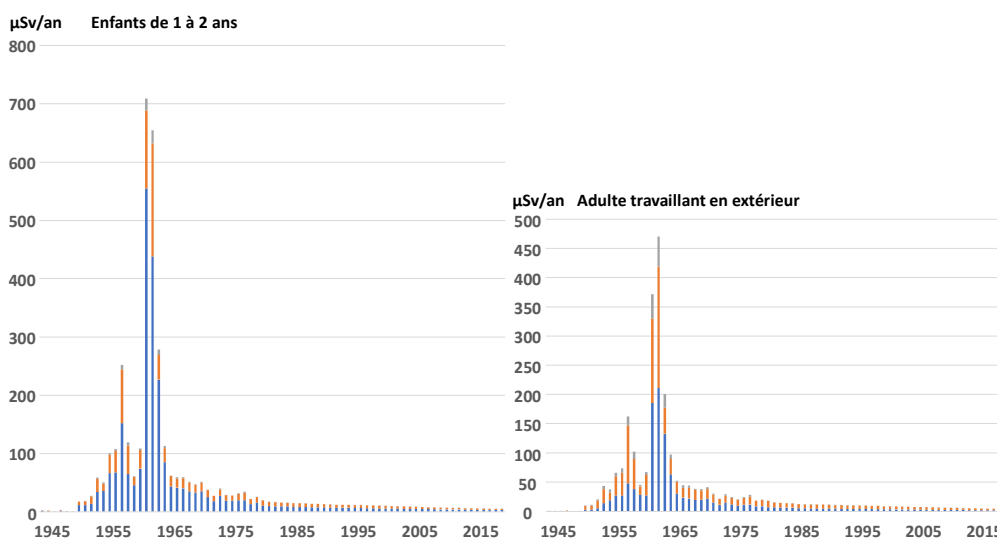


Figure 56 : Doses annuelles efficaces totales avec les contributions des différentes voies d'exposition ($\mu\text{Sv}/\text{an}$) : les doses reçues par ingestion sont en bleu, les doses externes en orange et les doses reçues par inhalation en vert.

10.2. Variabilité spatiale

La figure 57 illustre la variabilité spatiale, sur le territoire métropolitain, des doses efficaces pour les adultes travaillant en extérieur et les enfants de 1 à 2 ans, au travers des communes du Vésinet (660 mm de précipitation annuelle) représentative des zones du territoire les moins touchées par les retombées des essais nucléaires et Méaudre (1400 mm) représentative des communes où les doses dues à ces retombées ont été parmi les plus élevées de France. Globalement, la variabilité spatiale à l'échelle du territoire est de l'ordre d'un facteur 2.

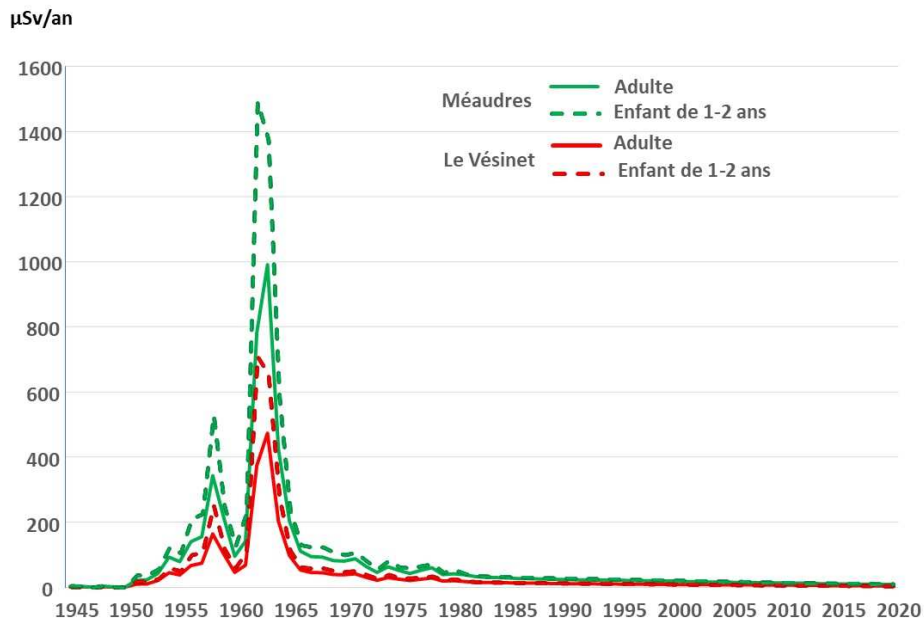


Figure 57 : Illustration de la gamme de variabilité spatiale, à l'échelle du territoire métropolitain, des doses efficaces estimées pour des adultes et des enfants de 1 à 2 ans (µSv/an)

Ainsi, pour les enfants de Méaudre, les doses efficaces ont atteint 1 500 µSv en 1962 contre 700 µSv au Vésinet cette même année. Pour les adultes travaillant en extérieur les doses efficaces ont été estimées à 1 000 µSv à Méaudre en 1963 contre 470 µSv au Vésinet.

10.3. Commentaires sur les doses aux organes

La figure 58 présente les doses efficaces et équivalentes aux différents organes estimées pour des adultes (graphique de gauche) et des enfants de 1 à 2 ans (graphique de droite). Les doses équivalentes à la thyroïde sont les plus élevées durant toute la période des retombées atmosphériques (1945-1980) en raison de la présence de ¹³¹I dans l'environnement, devant les doses au colon. Après 1980, ce sont les doses au colon qui sont les plus élevées. Les doses aux poumons, aux seins, au cerveau et à la prostate sont plus faibles que les doses efficaces. Celles relatives à ces trois derniers organes étant très proches et les plus faibles.

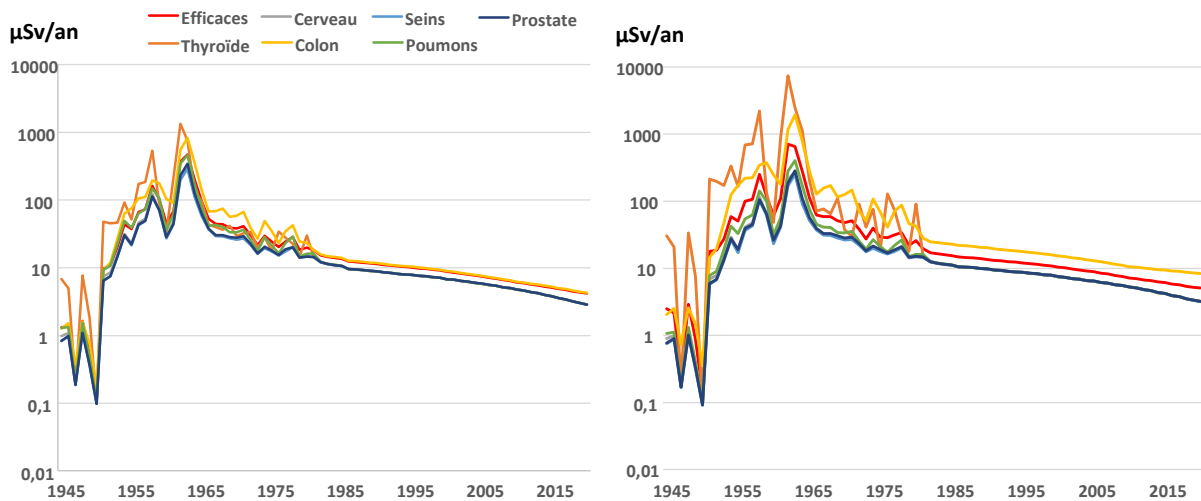


Figure 58 : Comparaison entre les différents types de doses annuelles estimées pour des adultes (graphique de gauche) et des enfants de 1 à 2 ans (graphique de droite)

Quel que soit l'âge, les doses au cerveau, aux seins et à la prostate résultent majoritairement, voire principalement, de l'exposition externe, notamment pour l'adulte travaillant en extérieur mais aussi pour les très jeunes enfants. La seconde contribution pour ces organes est celle de l'ingestion, la contribution de l'inhalation étant très faible, voire négligeable.

La contribution de l'exposition externe reste majoritaire dans les doses aux poumons. Durant les retombées atmosphériques, elle est suivie par celle de l'inhalation qui est majoritaire pour les adultes sédentaires, la contribution de l'ingestion aux doses aux poumons étant plus faible. A partir de 1980, après la fin des retombées, la contribution de l'inhalation cesse et les doses aux poumons résultent majoritairement de l'exposition externe. La contribution de l'ingestion devenant faible, puis négligeable à partir des années 2000.

Durant les retombées atmosphériques, près des deux-tiers des doses au colon résultent de l'ingestion pour les adultes. Pour les enfants, cette proportion se situe autour de 80% durant la période des retombées (1950-1980) et atteint 90% certaines années de retombées intenses.

Enfin, durant les retombées atmosphériques, les doses à la thyroïde résultent principalement de l'ingestion de denrées en liaison avec la présence de ¹³¹I dans l'environnement. C'est notamment le cas pour les enfants pour lesquels les autres voies d'atteintes sont négligeables. A partir des années 1980, les doses à la thyroïde sont beaucoup plus faibles et résultent, à part presque égales, de l'ingestion et de l'exposition externe.

11. Conclusion

L'exploitation de près de 50 000 résultats de mesures acquis en France métropolitaine, principalement entre juin 1961 et juillet 1978, ont permis de reconstituer les chroniques des activités dans l'air, déposées au sol et dans les principaux types de denrées, d'une vingtaine de radionucléides provenant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Ces chroniques de mesures ont été complétées au moyen de différentes études paramétriques et de la modélisation. A partir de ces chroniques, des doses efficaces mensuelles et aux organes ont été estimées pour les adultes et les enfants de différentes classes d'âges résidant au Vésinet (région parisienne) durant cette période, et ce pour les trois types d'exposition considérées : l'exposition par inhalation¹⁶ des radionucléides présents dans l'air, l'exposition externe aux dépôts radioactifs¹⁷ et l'exposition par ingestion de denrées contaminées. Les doses résultant de l'ingestion de denrées contaminées qui prédominent durant cette période 1961-1978, ont par ailleurs pu être en partie validées par les résultats de mesures effectuées sur les plateaux-repas des cantines des établissements scolaires.

La comparaison entre les doses efficaces annuelles estimées par l'UNSCEAR pour des adultes habitant dans l'hémisphère nord et celles estimées dans cette étude à partir des données françaises, montre une très bonne concordance des doses reçues par inhalation. Cette concordance résulte de celles, également montrées, des activités dans l'air et des rapports d'activités isotopiques établis dans cette étude par rapport à ceux mentionnés par l'UNSCEAR. En revanche, les doses dues à l'exposition externe aux dépôts et à l'ingestion de denrées, estimées par cette étude pour le Vésinet, sont deux fois plus élevées que celles estimées par l'UNSCEAR. Ceci est une conséquence d'activités déposées deux fois plus élevées. Cet écart s'explique très probablement par des précipitations annuelles en France qui, sous influence océanique, sont plus élevées que la moyenne de l'hémisphère nord.

Cette dépendance des activités déposées ainsi que des doses externes et par ingestion qui en résultent, vis-à-vis des hauteurs de précipitations moyennes annuelles sur le territoire, a par ailleurs été montrée suivant différentes approches qui ont donné des résultats concordants. Cette étude de la relation entre les précipitations, les dépôts radioactifs et les doses a ainsi permis de spatialiser ces doses à l'échelle du territoire en fournissant des estimations par commune et par année.

Les rapports entre les doses estimées à partir des données françaises et celles estimées par l'UNSCEAR pour chaque voie d'exposition et pour différents radionucléides sur la période 1961-1978, ont permis d'adapter les doses fournies par l'UNSCEAR aux caractéristiques des retombées en France afin de disposer d'estimation pour les périodes 1945-1960 et 1979-1985 (période durant laquelle il n'y a pas de données disponibles pour la France).

Les chroniques de mesures des radionucléides de période longue (^3H , ^{14}C , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu et ^{241}Am) effectuées par l'IRSN (IPSN avant 2004), ou issues de la littérature (pour ^3H et ^{14}C notamment), permettent de disposer des doses reçues par inhalation jusqu'en 2020. Les doses externes et résultant de l'ingestion entre 1999 (dernière année d'estimation de l'UNSCEAR) et 2008,

¹⁶ Et par transfert transcutané dans le cas de ^3H

¹⁷ L'exposition externe aux radionucléides présents dans l'air est négligeable, y compris au regard de l'inhalation

ont été obtenues par interpolation entre les estimations de l'UNSCEAR et celles de l'IRSN basées sur des résultats de mesure acquis entre 2008 et 2018 (IRSN, 2022).

Ainsi, cette étude permet de disposer d'estimations de doses efficaces et aux organes pour les différentes classes d'âge par commune et par année, répondant aux besoins du projet CORALE. Ces doses ont été commentées pour ce qui est de leur évolution au fil du temps, des radionucléides contributeurs, des différences suivant l'âge des individus et des lieux de résidence.

12. Bibliographie

Beninson D. (1972), Migliori de Beninson A. & Menossi C. : Fallout radiactivo debido a las explosiones en el Pacifico Sur en el período 1966-1970. Comisión Nacional de Energía Atómica, Buenos Aires, report CNEA-321

Bunzl K. & Kracke W. (1988), Cumulative deposition of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG), Journal of Environmental Radioactivity 8 : p 1-14.

Calmon P (2017) : Etude de faisabilité de l'opérationnalisation des enquêtes alimentaires. Rapport IRSN-PRP-ENV/SESURE 2017-22.

Cohenny E (2019) : Enquête alimentaire autour du centre de Cadarache ; résultats et analyse. Rapport CEA/DEN/CAD/DTN/SMTA/LMTE/NT/2019-15.

Goldberg M. et al. (2017): CONSTANCES : a general prospective population-based cohort for occupational and environmental epidemiology: cohort profile. Occupational and environmental medicine (2017) 74:66-71.

Hölgge Z. & Filgas R. (1995), Inventory of ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ in the soil of Czechoslovakia in 1990, Journal of Environmental Radioactivity 27: p 181-189.

IAEA (1979) : International Atomic Energy Agency. Planning for Off-site Response to radiation Accidents in Nuclear Facilities (IAEA-TECDOC-225).

IAEA (2000) : International Atomic Energy Agency. Generic Procedures for Assessment and Response during a Radiological Emergency (IAEA-TECDOC-1162).

IAEA (1999) : International Atomic Energy Agency. Assessment of dose to the public from ingested radionuclides. Safety reports series n° 14.

ICRP (2020) International Commission on Radiological Protection: Dose coefficients for external exposures to environmental sources. ICRP publication n°144. 2020.

ICRP (1990) - International Commission on Radiological Protection: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection; ICRP publication n°60. 1990.

ICRP (1994) - International Commission on Radiological Protection: Human Respiratory Tract – Model for Radiological Protection; ICRP Publication n°66; Volume 24 N° 1-3. 1994

IRSN (2022b) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire : Etude radiologique de l'environnement de la centrale de Saint-Alban Saint-Maurice, acquisition d'informations concernant les variables humaines d'exposition ; résultats des enquêtes sur les habitudes alimentaires et sur les déplacements quotidiens des riverains. Rapport IRSN 2022-00145.

IRSN (2021) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire : Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2018 à 2020. Rapport IRSN 2021-00765.

IRSN (2022a) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaires : Le bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain. Rapport IRSN 2022-00131

Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain - Contamination de l'environnement et exposition de la population
Rapport IRSN n° 2024-00559

Lawrence Livermore National Laboratory (2016) - Dillon D., Kane J., Nasstrom J., Homann S and Brenda P. : Summary of Building Protection Factor Studies for External Exposure to Ionizing Radiation. LLNL-TR-684121.

Le Roux G., (2009) Duffa C., Vray F., Renaud Ph. Deposition of Artificial Radionuclides from Atmospheric Nuclear Weapon Tests Estimated by Soil Inventories in French Areas Low-Impacted by Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 101 : 211–218. 2009.

Mitchell P. I., (1990) Sanchez-Cabeza J. A., Ryan T. P., McGarry A. T., Vidal-Quatras A., Preliminary estimates of cumulative caesium and plutonium deposition in the Irish terrestrial environment, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles* 138 : p 241-256.

Morin M. (2022) : Détection des essais nucléaires atmosphériques chinois par les stations aérosols du SCPRI ; Rapport IRSN 2022-00471.

JO (2003) : Journal Officiel de la République Française relatif aux modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants paru le 13 novembre 2003 et annexé à l'arrêté du 1^{er} septembre 2003.

EPA (2019) -Environmental Protection Agency of the United State: External exposure to radionuclides in air, water and soil; Federal Guidance report n°15 revised august 2019.

Saito K. (2019), Mikami S., Andoh M., Matsuda M., Kinase S., Tsuda S., Yoshida T., Satoh T., Sekic A., Yamamoto H., Sanadaga Y., Wainwright-Murakami H., and Takemiyac H. Summary of temporal changes in air dose rates and radionuclide deposition densities in the 80 km zone over five years after the Fukushima Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity* ; vol 210 ; December 2019.

Renaud Ph., Louvat D. et Vray F. (2003) : les retombées en France des essais atmosphériques d'armes nucléaires ; production, dispersion atmosphérique et dépôt des produits de fission et d'activation. Rapport IRSN/DEI/SRSURE 2003/03 – 2003.

Renaud Ph. et Louvat D. (2004): Magnitude of fission products deposits from atmospheric nuclear test fallout in France. *Health Physics*, 86(4), 353-358. 2004.

Renaud Ph., Champion D. et Brenot J (2007). Les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français : conséquences environnementales et exposition des personnes. Livre Editions TEC&DOC Lavoisier, collection Sciences et Techniques. 190 pages. ISBN 978-2-7430-1027-0. 2007.

Renaud Ph. (2019) : Les transferts des radionucléides dans les chaînes alimentaires : Eléments de radioécologie opérationnelle. Les Techniques de l'Ingénieur. BN3908. 2019.

Renaud Ph. (2020) : Les transferts des radionucléides dans l'air, les sols et les cours d'eau : Eléments de radioécologie opérationnelle. Les Techniques de l'Ingénieur. BN3907. 2020.

Roussel-Debet S. (2007) : Evaluation of carbon 14 dose since the end on the 1950s in metropolitan France. *Radioprotection* 42(3) pp297-313. 2007.

UNSCEAR (2000) : Source and Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Sources. pp20-287, United Nations, New York.

Vidal M. et Renaud Ph. (2000) : estimation des doses à la thyroïde reçues par les enfants en France en 1986 à la suite de l'accident de Tchernobyl et analyse de sensibilité. Note technique IPSN-SEGR/SAER/00-67.

Vray F. et Renaud Ph. (2004) : contamination de la chaîne alimentaire par les produits de fission et

d'activation émis lors des essais aériens d'armes nucléaires. Rapport IRSN/DEI/SRSURE 2004/19. 2004.

Vray F. et Renaud Ph. (2006) : Évaluation des conséquences dosimétriques des essais aériens d'armes nucléaires en France métropolitaine ; période 1961-1978. Rapport IRSN/DEI/SESURE n°2006/03. 2006.

Wild CP (2005) : Complementing the genome with an "exposome": the outstanding challenge of environmental exposure measurement in molecular epidemiology. *Cancer epidemiology, biomarkers & prevention* (2005) 14:1847-1850.

Yoshida-Ohuchia H., Matsudab N. and Saitob K. (2019) - Review of reduction factors by buildings for gamma radiation from radiocaesium deposited on the ground due to fallout. *Journal of Environmental Radioactivity* 210 (2019) 105810.

13. ANNEXE 1 : Étude des rapports d'activités des radionucléides à vie courte.

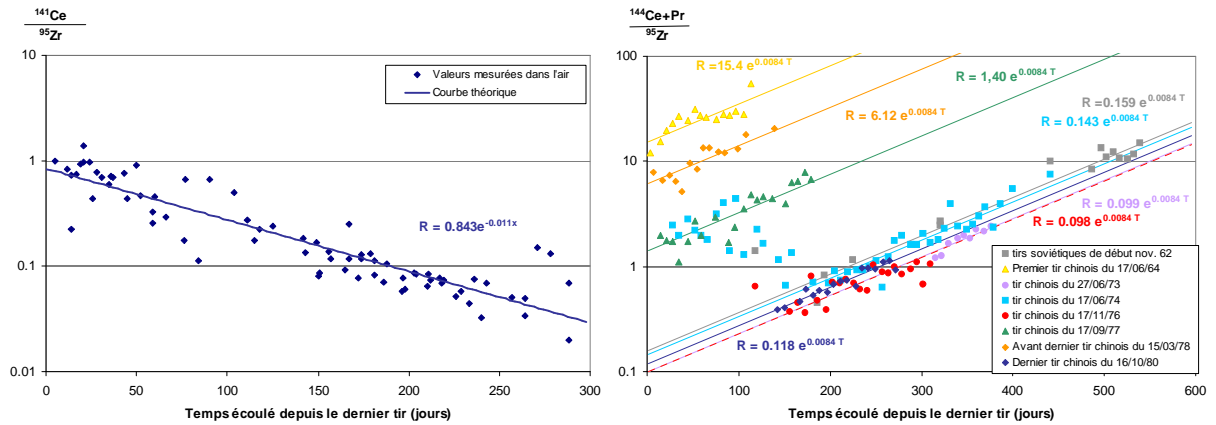


Figure A1 – Rapport entre les activités des isotopes du cérium et du ^{95}Zr mesurées dans l'air en région parisienne entre 1961 et 1978. Évolution en fonction de l'âge de la contamination

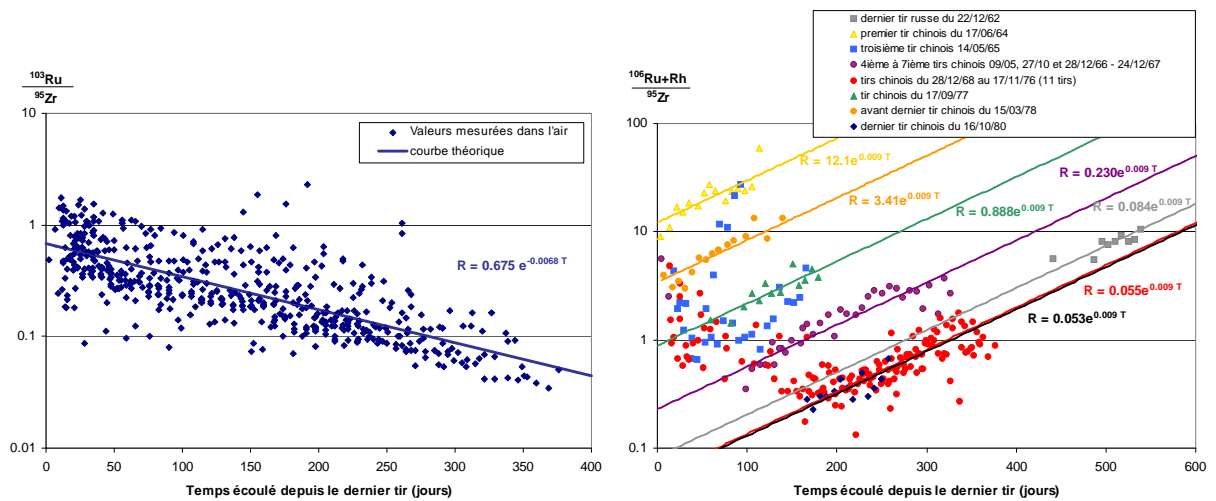


Figure A2 – Rapport entre les activités des isotopes du ruthénium et du ^{95}Zr mesurées dans l'air en région parisienne entre 1961 et 1978. Évolution en fonction de l'âge de la contamination

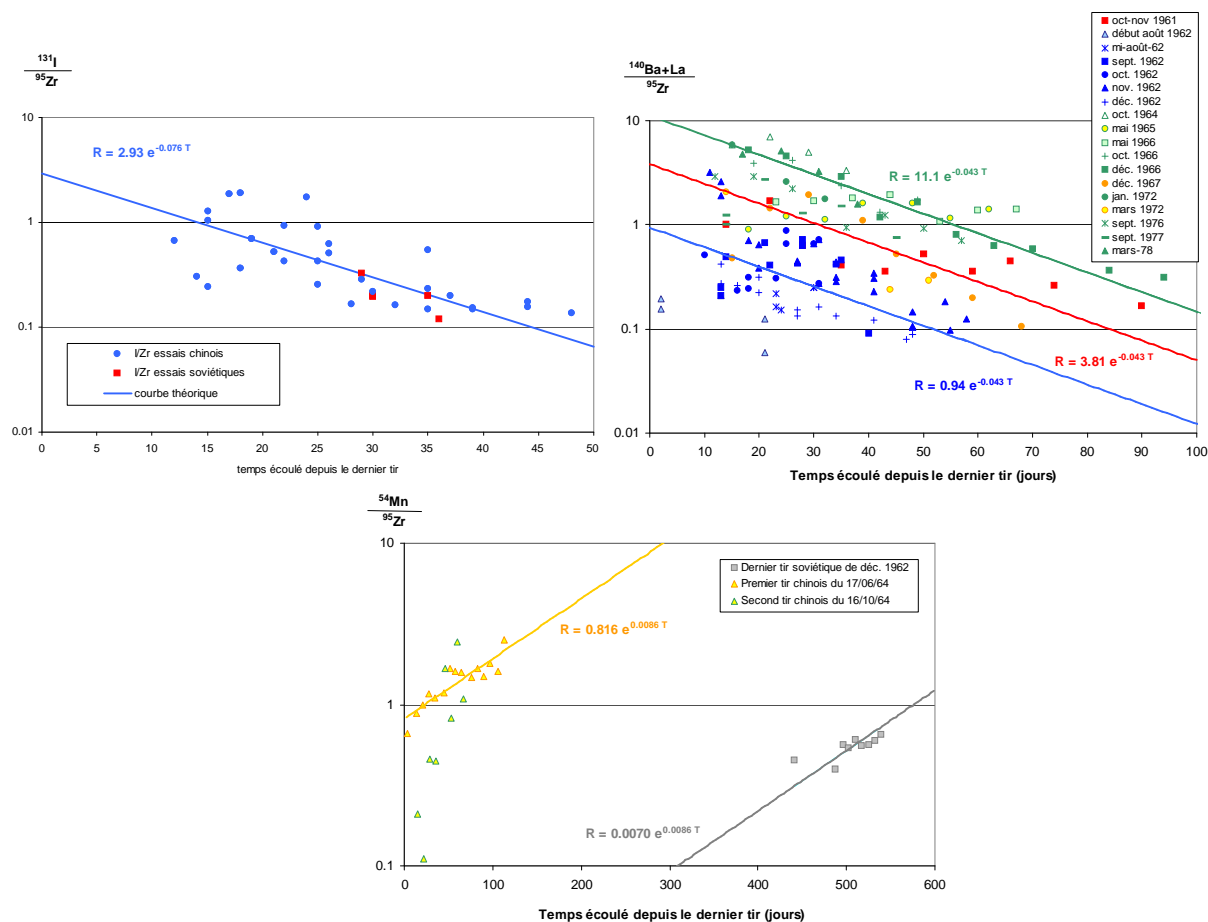


Figure A3 - Rapport entre les activités de ^{131}I , de $^{140}\text{Ba}+^{140}\text{La}$, de ^{54}Mn et de ^{95}Zr mesurées dans l'air en région parisienne entre 1961 et 1978. Évolution en fonction de l'âge de la contamination

14. ANNEXE 2 : Modèle de transfert aux denrées agricoles et d'élevage et ajustement des résultats aux données mesurées disponibles

Les équations utilisées pour modéliser la contamination des différents produits de la chaîne alimentaire sont communes à la plupart des modèles opérationnels de calcul de l'impact de rejets chroniques, notamment FOCON (Rommens *et al.*, 1999), mais également ABRICOT (Santucci, 1995). Pour les végétaux, elles correspondent également à l'intégration de l'expression de la contamination suite à un rejet aigu figurant dans ASTRAL (Renaud *et al.*, 1999 a et b) ou ECOSYS (Müller & Pröhl, 1993).

Dans le cas d'un apport de radionucléide par voie atmosphérique, considéré comme constant sur un pas de temps donné, la radioactivité d'un végétal à l'issue de l'intervalle de temps t , $C_v(t)$ s'exprime en Bq kg^{-1} de poids frais par :

$$C_v(t) = \underbrace{\frac{1}{T_c} \sum_{i=t-T_c}^{i=t} D_i \frac{Rc}{Rdt} f_t \frac{1 - e^{-(\lambda_b + \lambda_p)T_c}}{\lambda_b + \lambda_p}}_{\text{captation}} + \underbrace{\frac{FT_r}{\mu h} \cdot \sum_{i=0}^{i=t} D_i e^{-(\lambda_s + \lambda_p)(T_t - T_i)}}_{\text{transfert racinaire}} \quad (3)$$

Avec :

- T_c : durée de croissance du végétal (en jours)
- D_i : activité déposée durant l'intervalle de temps i (Bq m^{-2})
- Rc : rapport de captation (sans dimension)
- Rdt : rendement cultural (kg m^{-2} pour une culture, poids de végétal frais)
- f_t : facteur de translocation (sans dimension ; sa valeur est de 1 dans le cas de l'herbe ou des légumes-feuilles)
- λ_p : constante de décroissance physique du radionucléide (j^{-1})
- λ_b : constante de décroissance biomécanique du radionucléide pour le végétal (j^{-1})
- λ_s : constante de décroissance du radionucléide biodisponible dans le sol (intégrant les phénomènes de migration horizontale et verticale ainsi que le vieillissement du radionucléide ; en j^{-1})
- FT_r : facteur de transfert racinaire (en kg de sol sec par kg de végétal frais) ;
- μ : la masse volumique du sol (sec) en place (en kg de sol sec par m^3), laquelle a été prise égale à 1400 kg m^{-3} , moyenne de 241 mesures archivées dans la base de données SYLVESTRE ;
- h : la hauteur de l'horizon racinaire (en m) ;
- T_i : durée en jours à l'issue de l'intervalle de temps i .

Pour les légumes et les fruits, les cultures ont été présumées continues sur l'année, un légume ou un fruit en remplaçant un autre. Il n'a pas été tenu compte d'un arrêt de production durant l'hiver, celui-ci étant trop court et ses dates étant trop variables à l'échelle du pays. La culture des céréales a en revanche été considérée comme discontinue, avec une récolte annuelle unique.

Les transferts aux animaux (vache) sont décrits par :

$$C_{\text{ani}}(t) = Q_{\text{alim}} \cdot C_{\text{alim}}(t) \cdot FT_{\text{h-ani}} \quad (4)$$

Avec :

- $C_{\text{ani}}(t)$: l'activité du produit animal considéré (lait ou viande) en Bq kg^{-1} frais ou Bq l^{-1}
- Q_{alim} : la quantité d'aliment ingérée quotidiennement (kg j^{-1} , poids frais)
- $C_{\text{alim}}(t)$: l'activité de l'aliment durant l'intervalle de temps t (Bq kg^{-1} frais)

FT_{h-ani} : le facteur de transfert au produit animal par ingestion de nourriture
(j kg⁻¹ frais)

De façon générale, les valeurs des paramètres ont été choisies en s'appuyant sur les résultats de mesures disponibles. L'adéquation d'un jeu de valeurs de paramètre a été testée par étude du rapport valeurs calculées / valeurs mesurées, lequel doit rester proche de 1 et par analyse graphique (afin d'éviter des dérives temporelles du rapport alors que sa valeur moyenne est voisine de 1).

En l'absence de résultats de mesures ou en cas d'insuffisance de ces derniers, les valeurs de paramètres manquantes ont été recherchées parmi celles disponibles dans la bibliographie. Ce sont principalement les valeurs par défaut des modèles FOCON (actuel CONDOR), ECOSYS ou FARMLAND qui ont été utilisées. Dans tous les cas, le jeu de paramètre retenu est resitué par rapport à ces valeurs considérées comme des références dans la littérature sur le sujet.

Les valeurs retenues pour les différents paramètres sont présentées ci-après.

**VALEURS UTILISEES POUR LES PARAMETRES DES MODELES DE TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES
DANS LA CHAINE ALIMENTAIRE**

	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru+Rh	⁹⁵ Zr+Nb	⁵⁴ Mn	¹⁴⁴ Ce+Pr	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁰ Ba+La	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³¹ I	⁸⁹ Sr	⁹¹ Y	⁵⁵ Fe	¹²⁵ Sb
Période physique	39,3 j	372,6 j	64 j	312,2 j	285 j	32,5 j	12,8 j	30 ans	28 ans	8 j	50,7 j	58,5 j	2,7 ans	2,8 ans
Légumes feuille														
Période effect. sols ⁽¹⁾	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	10 ans	10 ans	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.
Rc/Rdt (m ² kg ⁻¹ frais)	< 0,1 >													
Ft	< 1 >													
Tb (jours)	< 7 >													
Tc (jours)	< 60 >													
h (cm)	< 20 >													
FTr (kg sec/kg ¹ frais)	< 1E-2 >		1E-4	4E-2	< 1E-3 >		1E-2	5E-2	9,2E-2	2E-2	9,2E-2	1E-2	2E-4	1E-5
Légumes racine														
Période effect. sols ⁽¹⁾	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	15 ans	12 ans	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.
Rc/Rdt (m ² kg ⁻¹ frais)	< 0,1 >													
Ft	< 0,05 >			0,2	< 0,05 >			0,2	0,05	< 0,2 >		< 0,05 >		
Tb (jours)	< 14 >													
Tc (jours)	< 180 >													
h (cm)	< 25 >													
FTr/μh (m ² kg ⁻¹ frais)	< 1,5E-2 >		1E-4	1,5E-2	< 1E-3 >		5E-3	1,5E-2	7E-2	2E-2	7E-2	1E-2	3E-4	5E-5
Légumes fruit														
Période effect. sols ⁽¹⁾	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	15 ans	12 ans	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.
Rc/Rdt (m ² kg ⁻¹ frais)	< 0,1 >													
Ft	< 0,05 >			0,15	< 0,05 >			0,15	0,05	< 0,15 >		< 0,05 >		
Tb (jours)	< 14 >													
Tc (jours)	< 120 >													
h (cm)	< 25 >													
FTr (kg sec/kg ¹ frais)	< 7E-3 >		5E-5	5E-2	< 2E-2 >		3E-2	7E-3	9E-3	2E-2	9E-3	1E-2	3E-2	5E-6
Céréales														
Période effect. sols ⁽¹⁾	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	15 ans	12 ans	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.
Rc/Rdt (m ² kg ⁻¹ frais)	< 1 >													
Ft	< 0,01 >			0,15	< 0,01 >			0,2	0,15	0,15	0,15	< 0,01 >		
Tb (jours)	< 14 >													
Tc (jours)	< 120 >													
h (cm)	< 25 >													
FTr (kg sec/kg ¹ frais)	< 4,3E-3 >		1E-4	2,6E-1	< 1E-3 >		1E-2	2E-2	7,5E-2	2E-2	7,5E-2	1E-2	4E-4	1E-2
Herbe														
Période effect. sols ⁽¹⁾	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	8 ans	6 ans	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.	p.p.
Rc/Rdt (m ² kg ⁻¹ frais)	< 0,35 >													
Ft	< 1 >													
Tb (jours)	< 14 >													
Tc (jours)	< 90 >													
h (cm)	< 10 >													
FTr (kg sec/kg ¹ frais)	< 1E-2 >		1E-4	1,5E-2	< 1E-3 >		5E-3	1E-3	2E-1	2E-2	2E-1	1E-2	3E-4	5E-5
Lait														
	Consommation d'herbe fraîche (50 kg) d'avril à octobre – Pour les autres périodes, voir page Erreur ! Signet non défini.													
FT (j/l)	< 1E-4 >		6E-7	1E-4	< 2E-5 >		5E-4	4,5E-3	1E-3	3E-3	1E-3	2E-5	3E-4	1E-4
Viande														
	Consommation d'herbe fraîche (50 kg) d'avril à octobre – Pour les autres périodes, voir page Erreur ! Signet non défini.													
FT (j/kg)	< 1E-3 >		1E-5	5E-3	< 1E-3 >		5E-4	1,5E-2	3E-4	2E-3	3E-4	1E-3	1E-3	1E-3

⁽¹⁾ la valeur n'est fournie que si elle est significativement différente de la période physique du radionucléide. Sinon, la mention « p.p. » apparaît.

⁽²⁾ La masse volumique du sol (μ) a été prise égale à 1400 kg sec m⁻³

RAPPORT MOYEN ENTRE LES VALEURS CALCULEES POUR LA CONTAMINATION DE LA CHAÎNE ALIMENTAIRE ET LES VALEURS MESUREES

Rapport calc/ mes	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru+Rh	⁹⁵ Zr+Nb	¹⁴⁴ Ce+Pr	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁰ Ba+La	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³¹ I	⁸⁹ Sr	Moy.
Légumes feuille											
moyenne	0,86	2,54	1,52	1,54	1,49		1,27	1,11			1,44
écart-type	1,23	3,85	3,26	2,67	3,79		2,92	0,52			
nombre de mesures	87	133	428	228	129		434	267			4 178
Légumes racine											
moyenne	0,24	0,43	0,43	0,54	0,12		1,02	1,05			1,02
écart-type	0,31	0,32	0,63	1,31	0,15		0,94	0,88			
nombre de mesures	6	9	27	21	9		386	1047			1 505
Légumes fruit											
moyenne	0,25		1,40	1,44	0,22		1,60	1,12			1,33
écart-type	0,20		2,12	1,27	0,12		1,55	0,74			
nombre de mesures	3		19	6	7		267	309			611
Fruits											
moyenne	0,19	2,46	0,83	1,51	0,20		0,80	1,20		0,86	0,91
écart-type	0,13	2,00	1,47	1,64	0,33		1,13	0,80		0,56	
nombre de mesures	19	5	34	31	22		160	69		16	356
Céréales											
moyenne							1,17	1,01			1,09
écart-type							0,48	0,33			
nombre de mesures							79	81			160
Herbe											
moyenne	1,56	2,11	1,54	0,65	3,44	0,51	1,05	1,11	0,23	0,91	1,27
écart-type	1,30	4,52	3,51	0,73	4,94	0,72	0,92	0,53	0,51	0,94	
nombre de mesures	254	68	538	34	18	84	501	305	75	4	1 881
Lait											
moyenne						0,73	1,07	1,06	1,34	1,78	1,35
écart-type						1,22	0,44	0,38	4,69	6,74	
nombre de mesures						50	114	214	806	290	1 474
Viande											
moyenne							0,96				0,96
écart-type							0,65				
nombre de mesures							118				118

Les valeurs présentées avec une trame gris foncé sont relatives à la Région parisienne uniquement, celles dans une trame gris clair au Bassin parisien élargi. Les valeurs présentées sur fond blanc sont relatives à des mesures recueillies dans d'autres régions ou sur la France entière.

Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain - Contamination de l'environnement et exposition de la population
Rapport IRSN n° 2024-00559

IRSN

Pôle Santé et Environnement
Direction de l'Environnement

E-mail

contact@irsn.fr

N° du rapport

Rapport IRSN 2024-00559

Tous droits réservés IRSN

Octobre 2024

Photo de couverture : Crédit : © Galerie Bilderwelt / Bridgeman Images

Champignon atomique après l'explosion d'une bombe nucléaire française sur l'île française de Mururoa, dans le Pacifique, 1971.