

Etude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle

dans les zones les plus touchées par
les retombées des essais
atmosphériques d'armes nucléaires et
de l'accident de Tchernobyl

PROTÉGER LES PERSONNES ET L'ENVIRONNEMENT DES RISQUES RADIOLOGIQUES ET NUCLÉAIRES

Créée en janvier 2025, l'ASNR (Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection) est l'autorité administrative indépendante chargée de contrôler, au nom de l'État, les activités nucléaires civiles en France.

Elle contribue à l'élaboration de la réglementation, expertise la sûreté des installations nucléaires, évalue les risques liés à l'usage des rayonnements ionisants et mène des programmes de recherche pluridisciplinaires, dans les domaines de la sûreté nucléaire et de la radioprotection.

L'ASNR assure une surveillance radiologique de l'environnement. En situation d'urgence radiologique, l'ASNR conseille les autorités sur les actions de protection de la population.

L'ASNR mène ses missions au service de la sûreté et de la radioprotection en toute indépendance vis-à-vis des pouvoirs publics, des opérateurs et des intérêts privés. Elle est guidée par des principes de rigueur et d'impartialité, d'intégrité scientifique et d'éthique.

Elle s'appuie, pour prendre ses décisions, sur les connaissances scientifiques les plus récentes, l'expertise des meilleurs spécialistes et le sens de la proportion aux enjeux.

L'ASNR s'inscrit dans une démarche continue de dialogue avec les parties prenantes. Elle veille à ce que les citoyens disposent d'une information claire et fiable sur les enjeux nucléaires et radiologiques et puissent participer à l'élaboration de ses décisions ainsi qu'à ses activités d'expertise et de recherche.

L'ASNR contribue au développement de la culture de sûreté et de radioprotection auprès des professionnels par son offre de formation et auprès des citoyens par la promotion des connaissances scientifiques et des comportements appropriés face aux différentes situations d'exposition aux rayonnements ionisants.

Au 1^{er} janvier 2025, l'ASNR rassemble

2 085

personnels de statuts public et privé

Pour mener à bien ses missions, elle dispose d'un budget de

380 M€

(budget 2025 incluant les recettes issues des activités de l'ASNR)

RÉSUMÉ

Quarante ans après l'accident de Tchernobyl (1986) et la fin des essais atmosphériques d'armes nucléaires (de 1945 à 1980), l'ASNR a entrepris d'actualiser et de compléter les mesures environnementales faites à différentes reprises sur les zones les plus touchées par les retombées radioactives de ces événements sur le territoire français métropolitain.

Une stratégie de prélèvements et d'analyses radiologiques basée sur les cartographies des dépôts radioactifs initiaux et sur les connaissances acquises lors d'études antérieures a été établie. Ainsi, des sites de prélèvement ont été ciblés dans les zones du pays où la rémanence des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires durant la guerre froide et de l'accident de Tchernobyl est potentiellement la plus élevée. Ces Zones de rémanence élevée (ZRE) sont situées dans les Vosges, en Alsace, dans la Vallée du Rhône, le Puy-de-Dôme, l'Est de la Corse, les Alpes-de-Haute-Provence et les Pyrénées-Atlantiques. Les échantillons prélevés sont des échantillons de sols, d'herbages et de denrées végétales et animales. Les radionucléides analysés dans les échantillons sont les principaux présents dans ces retombées anciennes et dont la période radioactive est suffisamment longue pour qu'ils soient encore aujourd'hui présents en quantités mesurables. Il s'agit du césium 137 présent aussi bien dans les retombées de l'accident de Tchernobyl que dans celles des essais nucléaires, ainsi que le strontium 90, des isotopes du plutonium et l'américium 241 qui proviennent uniquement de cette seconde origine. En complément de ces prélèvements, une cinquantaine de mesures *in situ* de l'activité massique du césium 137 dans les sols et du rayonnement gamma ambiant (débit de dose) émis par ce radionucléide présent dans les sols, ont été effectuées.

Deux études précédentes, à savoir *le constat radiologique de la radioactivité d'origine artificielle* (IRSN, 2016) et *l'étude du bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain* (IRSN, 2022), fournissent des éléments sur les concentrations mesurées dans ces Zones de rémanence élevée (ZRE) en comparaison avec celles mesurées ailleurs en France, et détaillent leur évolution temporelle. Par ailleurs, *l'actualisation de l'évaluation des conséquences radiologiques en France de l'accident de Tchernobyl* (ASNR, 2025) donne des estimations des doses efficaces moyennes dues aux

retombées de l'accident pour des individus vivant sur le territoire français en 2020.

La présente étude confirme que dans les zones de rémanence élevée (ZRE) précédemment identifiées, les activités mesurées dans les sols, les herbages et certaines denrées, sont, encore aujourd'hui, plus élevées qu'ailleurs en France. C'est notamment le cas des activités massiques de césium 137 dans les sols. Dans les ZRE, ces activités sont souvent supérieures 10 Bq/kg sec, avec des maximales pouvant dépasser 100 Bq/kg sec, alors qu'en dehors de ces zones, les activités sont généralement inférieures à 10 Bq/kg sec. Dans le lait, les activités volumiques de césium 137 et de strontium 90 provenant des ZRE sont supérieures (facteur 10 et facteur 2 respectivement) aux activités mesurées dans le lait provenant du reste du territoire.

Cette étude confirme également que cet écart entre les ZRE et le reste du territoire n'est pas perceptible dans les denrées agricoles (légumes-feuilles, pomme de terre, blé...). En effet, pour ces denrées, la forte variabilité des concentrations de césium 137 et de strontium 90, liée à la diversité des pratiques culturales, masque les différences inter-régionales dues à l'hétérogénéité des dépôts radioactifs anciens. Par ailleurs, la diminution des concentrations de césium 137 et de strontium 90, observée sur plusieurs décennies dans certaines denrées, se poursuit. Cette diminution, avec des vitesses variables, est observée pour le césium 137 dans le lait, la viande de bœuf et le vin, ainsi que pour le strontium 90 dans le lait et le fromage.

Les analyses effectuées dans le cadre de la présente étude montrent que les denrées forestières échantillonnées en 2024-2025 sont de l'ordre de 100 fois supérieures à celles des denrées agricoles mais présentent une très grande variabilité, y compris à l'échelle d'une même commune. Ces activités élevées en milieu forestier s'expliquent par le transfert d'une partie de ce radionucléide du sol vers les végétaux de la forêt, puis de son retour dans la litière, à la surface du sol ainsi que par le fait que ce milieu est peu perturbé par les activités humaines, en comparaison des prairies et des cultures.

Certaines des données acquises dans le cadre de la l'étude de la rémanence de 2026 ont également permis de confirmer ou de compléter les estimations d'exposition de la population en lien avec la rémanence de la radioactivité artificielle faites dans les trois études précitées¹.

Ainsi et bien que la réévaluation des doses reçues par ingestion n'était pas l'objectif de la présente étude, les

¹ Le constat radiologique de la radioactivité d'origine artificielle (IRSN, 2016), l'étude du bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain (IRSN, 2022) et l'actualisation de

l'évaluation des conséquences radiologiques en France de l'accident de Tchernobyl (ASNR, 2025).

résultats acquis dans ce cadre sont tout à fait concordants avec ceux sur la base desquelles les doses ont été estimées en 2022. Ils confirment la dose moyenne par ingestion de 3,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ estimée pour des adultes qui résident en ZRE, hors consommation de champignons sauvages et de gibiers. La consommation des produits de la forêt (gibier et champignons) est à l'origine d'une dose interne variable selon les habitudes de consommation, comprise entre 1 et 24 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, qui s'ajoute à la dose annuelle liée à l'ingestion des autres denrées des zones de rémanence élevée.

Enfin, les résultats des mesures de débit dose gamma ambiant dû au césium 137 présent dans les sols, effectuées dans le cadre de cette étude, permettent d'estimer les doses efficaces externes annuelles. Ces mesures présentent notamment l'intérêt d'avoir été réalisées dans certaines parties du territoire plus fortement touchées par les retombées anciennes et qui n'avaient jamais fait l'objet de mesures de ce type auparavant. Pour les personnes qui résideraient en milieu rural sur des zones parmi les plus touchées du territoire et passeraient en moyenne 8 heures par jour à l'extérieur, du fait de leur travail par exemple, les doses efficaces externes sont estimées entre 10 et 36 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	8
1. Origine des radionucléides artificiels persistants dans l'environnement.....	9
1.1. Les essais atmosphériques des armes nucléaires	9
1.2. L'accident de Tchernobyl	10
1.3. Les chutes de satellites	10
1.4. L'accident de Fukushima.....	10
2. Stratégie d'étude : prélèvements et mesures.....	11
2.1. Les zones étudiées	11
2.2. Les prélèvements réalisés.....	12
Les prélèvements de sol	12
Les prélèvements dans les zones de prairie permanente	12
Les prélèvements dans les zones de forêt.....	13
Les prélèvements des denrées produites localement	13
2.3. Les mesures réalisées.....	13
Les mesures en laboratoire.....	13
Expression de l'activité des radionucléides.....	13
Les mesures in situ	13
Granulométrie des échantillons de sol	14
3. Résultats et interprétation des mesures	15
3.1. Rémanence dans les sols.....	15
Le césium ^{137}Cs	15
Variabilité du ^{137}Cs à l'échelle du territoire	15
Variabilité du ^{137}Cs dans les différents types de sol	15
Evolution temporelle de l'activité du ^{137}Cs des sols.....	16
Le strontium ^{90}Sr	17
Variabilité du ^{90}Sr à l'échelle du territoire.....	17
Evolution temporelle de l'activité du ^{90}Sr des sols.....	18
Les transuraniens.....	18
Les rapports d'activités des radionucléides.....	18
3.2. Rémanence dans les zones de prairies permanentes	19
Les végétaux de la prairie	19
Evolution temporelle de l'activité massique dans les végétaux de la prairie	19
Le lait et les fromages	20
Résultats de l'étude.....	20
Evolutions temporelles du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans le lait et les fromages	22
Le ^{137}Cs dans la viande de bœuf	25

Résultats de l'étude.....	25
Comparaison avec d'autres zones et évolution temporelle	25
3.3. Rémanence dans les denrées forestières.....	26
Les champignons	26
Résultats de l'étude.....	26
Comparaison avec d'autres zones	26
Variabilité de l'activité du ¹³⁷ Cs.....	27
La viande de gibier.....	28
Résultats de l'étude.....	28
Comparaison avec d'autres sources de données et variabilité de la concentration du ¹³⁷ Cs	29
Causes potentielles de variabilité des concentrations de ¹³⁷ Cs observées	30
3.4. Rémanence dans les productions agricoles	31
Le césium 137.....	31
Le ¹³⁷ Cs dans le vin.....	32
Le ¹³⁷ Cs dans les denrées végétales	33
Le strontium 90	34
Le ⁹⁰ Sr dans les denrées végétales	34
Le ⁹⁰ Sr dans les céréales	34
Le ⁹⁰ Sr dans les autres denrées.....	35
Les transuraniens.....	36
Synthèse des observations réalisées dans les denrées.....	36
4. Exposition de la population.....	38
4.1. Evaluation de la dose par exposition externe au rayonnement émis par le ¹³⁷ Cs présent dans les sols	38
4.2. Consolidation des estimations de doses efficaces annuelles reçues par ingestion.....	39
Bilan de l'étude.....	42
Annexe 1 - Méthodes de prélèvements et de traitement des échantillons.....	47
Méthodes de prélèvements des échantillons	47
Sols	47
Végétaux de la prairie et denrées végétales	47
Produits animaux	47
Méthodes de préparation et de conditionnement des échantillons pour les analyses.....	47
Sols	47
Matrices végétales	47
Matrices animales	47
Annexe 2 - Echantillons prélevés et analyses effectuées.....	48
Annexe 3 - Résultats des analyses radiologiques	53
Annexe 4 – Méthode de calcul des doses efficaces	64
Exposition au rayonnement externe dû au dépôt de ¹³⁷ Cs.....	64

Dose efficace d'incorporation des radionucléides artificiels consécutive à l'ingestion des denrées contaminées.....	64
---	----

Annexe 5 – Profils verticaux des radionucléides dans les sols..... 65

Profils verticaux de l'activité du ¹³⁷ Cs des sols.....	65
Profils verticaux de l'activité du ⁹⁰ Sr des sols.....	67

Annexe 6 – Evolutions temporelles de l'activité volumique dans le lait 68

INTRODUCTION

Quarante ans après l'accident de Tchernobyl et plus de soixante ans après la principale période de retombées des tests atmosphériques d'armes nucléaires, des radionucléides d'origine artificielle de longues périodes radioactives sont encore mesurables dans les sols et dans les denrées végétales et animales sur le territoire de France métropolitaine.

Parmi ces radionucléides artificiels, le césium 137, de période radioactive de 30 ans, constitue le témoin majeur de la persistance des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Le strontium 90, de période radioactive de 28 ans, et les transuraniens (isotopes du plutonium et américium 241) sont des indicateurs de la persistance des retombées consécutives aux essais des armes nucléaires dans l'atmosphère. En comparaison, les retombées de l'accident de Fukushima n'ont été mesurables en France qu'en 2011 et de manière très fugace.

Dans le présent rapport, la persistance dans l'environnement des éléments radioactifs artificiels est appelée rémanence de la radioactivité artificielle.

Les radionucléides déposés par voie atmosphérique se sont disséminés dans la biosphère au cours du temps en fonction de leurs propriétés, du type de sol et de végétation, au gré de mécanismes tels que la migration ou l'accumulation dans les sols, le transport vers les cours d'eau, le transfert dans les végétaux terrestres, les animaux sauvages et domestiques. La consommation de denrées végétales et animales et l'exposition au rayonnement externe du césium 137 des sols constituent actuellement les principales voies d'exposition du public aux radionucléides artificiels apportés par voie atmosphérique.

Un précédent rapport publié en 2016 par l'IRSN et intitulé « Constat radiologique Rémanence de la Radioactivité d'origine artificielle » a dressé un état des lieux de la radioactivité d'origine artificielle qui persiste dans les zones les plus touchées par les retombées atmosphériques, en étudiant la distribution spatiale et l'évolution dans le temps des principaux radionucléides artificiels dans l'environnement (IRSN, 2016). Par la suite, l'IRSN a publié une synthèse des connaissances du bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement, de son évolution au cours des 60 dernières années, dans toute sa variabilité, notamment spatiale, sur la base de milliers de résultats de mesures (IRSN, 2022). Pour la plupart, ces mesures proviennent du Constat des zones de rémanence ainsi que des constats radiologiques régionaux, des rapports publiés entre 2008 et 2018 (constats « Val de Loire », « Sud-Ouest », « Vallée du Rhône », « Nord-Est », «

Méditerranée » et « Normandie et Hauts-de-France »). Plus récemment, *l'actualisation de l'évaluation des conséquences radiologiques en France de l'accident de Tchernobyl* (ASNR, 2025) donne des estimations des doses efficaces moyennes dues aux retombées de l'accident pour des individus sur le territoire français en 2020. Ces trois rapports donnent des éléments de comparaison nécessaires à la fois pour juger de l'évolution temporelle de la radioactivité artificielle quelques années après le Constat Radiologique de 2016 et aussi pour comparer les activités des radionucléides artificiels et l'exposition de la population dans les zones de rémanence élevée et en dehors de celles-ci.

L'objectif de la présente étude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle est de dresser un bilan actualisé des niveaux des radionucléides artificiels dans les zones les plus marquées par les dépôts atmosphériques à partir de prélèvements et de mesures radiologiques. Ce bilan s'attache à renseigner l'activité des radionucléides dans différents compartiments (sols, végétaux, productions d'origine animale, etc.), à décrire les variations existantes d'une zone à l'autre et à rendre compte, dans la mesure du possible, de l'évolution de ces activités au cours du temps. En complément, les mesures issues des différentes zones d'études (activités massiques des radionucléides des denrées et débit de dose gamma ambiant en césium 137 des sols) sont utilisées pour estimer l'exposition du public aux radionucléides d'origine artificielle persistants dans l'environnement terrestre.

Après une brève présentation des différentes sources des radionucléides artificiels présents dans l'environnement terrestre en France métropolitaine (chapitre 1), ce rapport détaille la stratégie de l'étude, les méthodes de prélèvements des échantillons, les protocoles de mesures des radionucléides artificiels en laboratoire et les protocoles des mesures sur le terrain (activité et débit de dose du césium 137 des sols) (chapitre 2). Les résultats obtenus sont ensuite interprétés (chapitre 3). Cette étude comporte une analyse des activités obtenues pour les radionucléides dans les différentes matrices étudiées, la mise en perspective des activités avec les mesures provenant d'autres zones et avec les résultats des études précédentes pour *in fine* disposer d'une analyse de l'évolution de l'activité des radionucléides au cours du temps. Dans le dernier chapitre, l'évaluation de l'exposition des populations aux radionucléides artificiels des zones étudiées est présentée (chapitre 4).

1. Origine des radionucléides artificiels persistants dans l'environnement

1.1. LES ESSAIS ATMOSPHERIQUES DES ARMES NUCLEAIRES

Entre 1945 et 1980, plus de 500 essais atmosphériques d'armes nucléaires ont été réalisés par les États-Unis, l'Union Soviétique, le Royaume-Uni, la Chine et la France. Ces essais atmosphériques ont relâché de nombreux radionucléides dans l'atmosphère, dont une vingtaine étaient régulièrement mesurés dans l'air en France.

Ces masses d'air contaminées ont induit des dépôts radioactifs qui se sont constitués principalement lors de précipitations (pluie et neige). La plupart des radionucléides qui se sont ainsi déposés à la surface des sols ont aujourd'hui disparu du fait de leur décroissance radioactive et il n'en reste principalement plus que sept², de plus longue période radioactive : le césium 137 (^{137}Cs), le strontium 90 (^{90}Sr), des isotopes du plutonium (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu et ^{241}Pu), ainsi que l'américium 241 (^{241}Am), provenant de la désintégration du ^{241}Pu . L'accumulation de ces radionucléides dans les sols est à l'origine de la contamination de toutes les autres composantes de l'environnement : l'air par remise en suspension des poussières et combustion de la matière organique, les cours d'eau par drainage des sols, les végétaux par absorption racinaire et les animaux *via* les chaînes alimentaires.

Les pluies étant à l'origine de la majeure partie des dépôts radioactifs, la pluviométrie moyenne annuelle a déterminé la carte des activités surfaciques (Bq/m^2) déposées lors des retombées des essais nucléaires. La Figure 1 présente ainsi la carte des dépôts de ^{137}Cs et de $^{239+240}\text{Pu}$ à l'issue des essais nucléaires. Sur cette carte, les dépôts radioactifs sont corrélés aux précipitations moyennes annuelles, elles-mêmes souvent liées à l'altitude. Ainsi, les dépôts cumulés de ^{137}Cs ont varié entre moins de $1500 \text{ Bq}/\text{m}^2$ sur les zones où les précipitations moyennes annuelles sont les plus faibles (zones de plaine essentiellement) et plus de $7500 \text{ Bq}/\text{m}^2$ sur les zones les plus arrosées du pays qui correspondent le plus souvent aux reliefs les plus élevés.

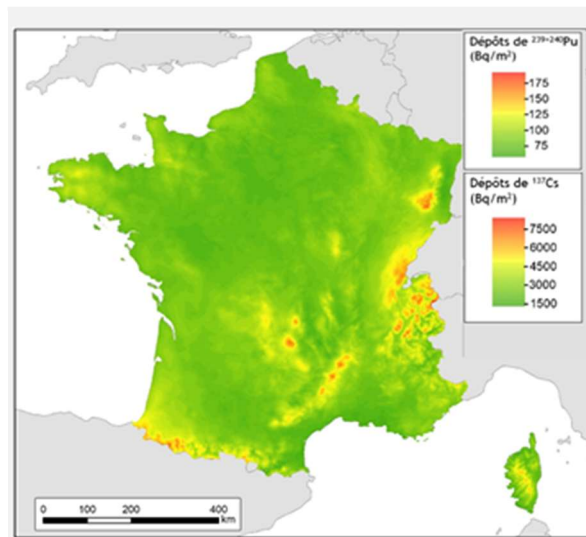


Figure 1 : Cartographie des activités surfaciques de ^{137}Cs et de $^{239+240}\text{Pu}$ (en Bq/m^2) déposées à l'issue des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (IRSN, 2024).

Les dépôts cumulés de ^{90}Sr ont été du même ordre de grandeur que ceux de ^{137}Cs (de seulement 30% inférieurs) et ont eu la même répartition spatiale. Comme le montre l'échelle de la Figure 1, les dépôts cumulés de $^{239+240}\text{Pu}$ ont été beaucoup plus faibles, allant de moins de $75 \text{ Bq}/\text{m}^2$ à plus $175 \text{ Bq}/\text{m}^2$. Les dépôts de ^{238}Pu consécutifs aux essais nucléaires (non représentés sur la carte) ont été 40 fois plus faibles que ceux de $^{239+240}\text{Pu}$ (rapport d'activités isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ égal à 0,025) et ceux de ^{241}Pu ont été 13 fois plus importants que ceux de $^{239+240}\text{Pu}$. Toutefois, les activités de ^{241}Pu dans les sols ont assez rapidement diminué par désintégration radioactive, du fait de sa période de 14 ans et l'activité de ^{241}Pu dans les sols est aujourd'hui légèrement inférieure à celle de $^{239+240}\text{Pu}$ (rapport d'activités isotopiques $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ égal à 0,9). Cette désintégration de ^{241}Pu a généré de ^{241}Am dont le niveau dans les sols a régulièrement augmenté depuis la fin des essais nucléaires pour se trouver aujourd'hui à un niveau proche de 40% de celui de $^{239+240}\text{Pu}$ (rapport d'activités isotopiques $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ égal à 0,39).

Les retombées sur la France métropolitaine des essais atmosphériques d'armes nucléaires ont fait l'objet d'un rapport de l'IRSN en 2024 (IRSN, 2024).

² Deux autres radionucléides ont été massivement produits lors des essais nucléaires ; il s'agit du tritium (^3H) et du carbone 14 (^{14}C). Ces deux radionucléides se distinguent cependant de ceux précédemment cités du fait qu'ils ont aussi une origine naturelle, cosmogénique, qui est largement prédominante aujourd'hui. De plus, pour ces deux

radionucléides, le « réservoir » qui alimente l'ensemble de l'environnement n'est pas le sol, mais l'air et leur concentration y est homogène à l'échelle de l'hémisphère. Pour ces raisons, ^3H et ^{14}C ne sont pas traités dans la présente étude.

1.2. L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Les masses d'air contaminées par l'accident de Tchernobyl ont atteint la France au début du mois de mai 1986, principalement entre le 1^{er} et le 5 mai. Parmi la quinzaine de radionucléides provenant de cet accident et décelés dans l'air, les trois principaux ont été l'iode 131 (¹³¹I) et les césiums 134 et 137 (¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs). L'¹³¹I a pratiquement disparu au cours des trois mois suivants par décroissance radioactive ; le ¹³⁴Cs (de période radioactive de 2,1 ans) a pu être mesuré dans l'environnement jusqu'au début des années 2000.

Les pluies survenues durant cette période du 1^{er} au 5 mai 1986 ont en grande partie déterminé la répartition des dépôts radioactifs consécutifs à cet accident sur la France (Figure 2). Les dépôts de ¹³⁷Cs se sont ajoutés aux activités de ce radionucléide dans les sols, rémanentes des retombées des essais nucléaires. Dans l'Est de la France où les activités volumiques de césium dans l'air étaient les plus élevées, des pluies très hétérogènes et localement importantes (cumul sur les 5 jours dépassant 40 mm et très localement 100 mm) ont conduit à des dépôts également très hétérogènes qui ont pu dépasser 40 000 Bq/m² sur quelques communes. A une échelle plus locale, le régime d'averses qui prévalait dans l'Est du pays, a pu entraîner de fortes disparités des hauteurs de pluie à quelques kilomètres de distance, comme en Alsace ou dans la vallée du Rhône³. Sur les 2/3 Ouest du pays, les dépôts ont été à la fois moins importants et moins hétérogènes, le plus souvent inférieurs à 5 000 Bq/m², et ceci pour deux raisons : les pluies ont été moins importantes et moins hétérogènes sur les longitudes centrales du pays, et la contamination des masses d'air à l'Ouest a été 10 à 100 fois moindre qu'à l'Est.

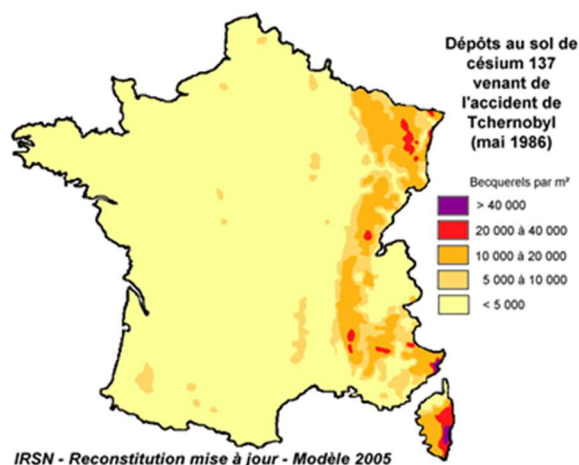


Figure 2 : Carte des activités surfaciques de ¹³⁷Cs (en Bq/m²) déposées sur les sols français en mai 1986, à l'issue des

³ A titre d'exemple, les 7 stations météorologiques situées dans un rayon de 15 km autour d'Avignon indiquent des cumuls de pluie du 1^{er} au 5 mai 1986 variant de 1,6 mm à 17,2 mm, soit plus d'un facteur 10 d'écart ; on

retombées de l'accident de Tchernobyl (Roussel-Debet et al., 2007).

1.3. LES CHUTES DE SATELLITES

Bien avant l'énergie solaire, des radionucléides (isotopes de l'uranium et du plutonium) ont été utilisés comme source d'énergie dans les satellites. Les Etats-Unis ont utilisé cette technologie pour 19 engins.

Le 21 avril 1964, un satellite de navigation américain équipé d'un générateur auxiliaire SNAP-9A (System for Nuclear Auxiliary Power Generator) s'enflamme lors de sa rentrée dans l'atmosphère à 46 km au-dessus de l'Océan Indien, libérant ainsi 560 TBq de ²³⁸Pu, soit une activité correspondant quasiment au double de celle due à l'ensemble des essais militaires (De Bertoli et Gaglione, 1969). 80% des retombées de ²³⁸Pu se sont faites dans l'hémisphère sud, entre 1965 et 1973. Le dépôt de ²³⁸Pu dans l'hémisphère nord et notamment en France n'est cependant pas négligeable (0,96 Bq/m², d'après Duffa, 2001). Ces retombées de ²³⁸Pu se sont ajoutées aux activités de ce radionucléide cumulées dans les sols lors des retombées des essais nucléaires (Hardy et al., 1973 ; Perkins et Thomas, 1980). Il en résulte que le rapport d'activités isotopiques ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu qui était égal à 0,025 à l'issue des retombées des essais nucléaires (principalement réalisés avant 1963) est passé à 0,03. Ce rapport d'activité de 0,03 signe la double origine du plutonium rémanent des retombées anciennes (essais nucléaires et chute du satellite).

La chute et l'explosion de deux satellites de type Cosmos de conception soviétique (Cosmos-954, en 1978 et Cosmos-1402, en 1983) contenant environ 50 kg de ²³⁵U sont à l'origine de la dissémination d'uranium enrichi dans l'atmosphère (Krey et al., 1979 ; Leifer et al., 1987). A l'heure actuelle, les conséquences de ces dépôts d'uranium enrichi sont impossibles à mesurer dans l'environnement terrestre, car l'uranium déposé est dilué dans l'uranium naturellement présent dans la biosphère.

1.4. L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA

Les retombées atmosphériques en France métropolitaine des radionucléides issus de l'accident de Fukushima, survenu le 11 mars 2011 au Japon, ont été très faibles et fugaces : des traces de ¹³¹I, de ¹³⁴Cs et de ¹³⁷Cs ont été détectées de fin mars et jusqu'en mai 2011 dans l'air, les eaux de pluie et dans quelques denrées (légumes-feuilles, lait, etc.) avec des concentrations 500 à plus de 1000 fois inférieures à celles mesurées début mai 1986 en France, à la suite de l'accident de Tchernobyl. L'influence de ces dépôts n'est plus mesurable depuis mi-2011 (IRSN, 2011).

doit s'attendre à trouver le même écart sur les dépôts humides de radionucléides.

2. Stratégie d'étude : prélèvements et mesures

2.1. LES ZONES ETUDIEES

Cette étude porte sur les zones de rémanence élevée (ZRE), c'est-à-dire les zones de France métropolitaine qui ont été les plus touchées par les retombées « anciennes » mentionnées dans le chapitre 1.

Déterminer les zones les plus touchées par les retombées anciennes revient à sélectionner celles où les dépôts de ^{137}Cs ont été les plus importants, en choisissant deux niveaux d'activités surfaciques au-dessus desquels on peut considérer que les dépôts consécutifs aux essais nucléaires d'une part et à l'accident de Tchernobyl d'autre part, ont été les plus importants (Figure 3). Sur la base de la cartographie présentée dans les Figures 1 et 2, les seuils d'activités surfaciques retenus pour définir les zones d'étude sont de 3 000 Bq/m² de ^{137}Cs , pour les retombées des essais nucléaires et de 10 000 Bq/m² de ce radionucléide, pour celles de l'accident de Tchernobyl. La Figure 3 représente les contours des zones dépassant ces seuils. Ainsi, les zones situées au-dessus du seuil défini pour les dépôts de Tchernobyl couvrent à la fois des zones montagneuses (une partie des Vosges, du Jura et des Alpes du sud), ainsi que des régions de plaine de l'Est du territoire (portion de l'Alsace, de la Vallée du Rhône et de l'Est de la Corse). Ces portions du territoire ont également été concernées, à des degrés variables,

par les retombées des tests d'armes nucléaires (Renaud et al., 2003 ; Pourcelot et al., 2003 ; Roussel-Debet et al., 2007 ; Le Roux et al., 2008).

Dans d'autres zones montagneuses, les dépôts de ^{137}Cs cartographiés dépassent la valeur seuil retenue pour les dépôts des tirs atmosphériques d'armes nucléaires. Il s'agit de portions du Massif-Central (du Puy-de-Dôme, des Cévennes et de la Montagne-Noire), des Alpes du nord et des Pyrénées. Les données acquises en Savoie, dans le massif de la Montagne-Noire et dans le Puy-de-Dôme montrent en effet que le ^{137}Cs et les isotopes du plutonium proviennent principalement des retombées consécutives aux tirs atmosphériques (Le Roux et al., 2008 ; Le Roux et al., 2010).

Dans les différentes zones de rémanence élevée (ZRE), des zones d'études ont été sélectionnées (Figure 3). Il s'agit quelquefois de zones faisant l'objet de prélèvements dans le cadre des observatoires de la radioactivité en milieu terrestre de l'ASNR⁴ (dans les ZRE des Vosges, du Puy-de-Dôme, des Alpes-de-Haute-Provence et des Pyrénées-Atlantiques). On note que ces zones ne comportent aucune installation nucléaire de sorte que la rémanence des retombées anciennes y constitue la seule source de radioactivité artificielle⁵.

⁴ L'objectif de ces observatoires est de disposer de chroniques d'évolution temporelle des principaux radionucléides d'origine artificielle décelables dans l'environnement, dans différentes matrices, à distance des installations nucléaires, afin de déterminer un « bruit de fond » radiologique.

⁵ Dans la zone d'étude de la vallée du Rhône, les communes de Dieulefit et de Vaison-la-Romaine se trouvent à 28 et 30 km à l'Est des CNPE de Cruas et Tricastin, respectivement.

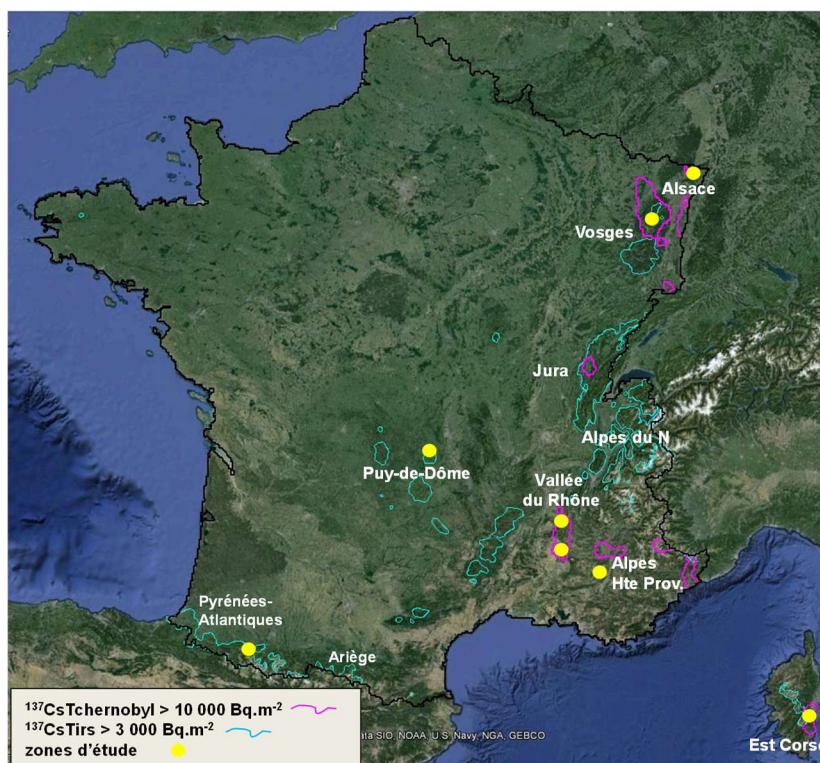


Figure 3 : Identification des zones d'étude sélectionnées sur la base de la cartographie des dépôts théoriques en ^{137}Cs provenant des tirs atmosphériques d'armes nucléaires (seuil des dépôts $> 3\,000\text{ Bq/m}^2$) et de l'accident de Tchernobyl (seuil des dépôts $> 10\,000\text{ Bq/m}^2$).

2.2. LES PRELEVEMENTS REALISES

La stratégie de prélèvement proposée a pour but de compléter les connaissances pour certaines zones du territoire (dans les ZRE d'Alsace, du Sud de la vallée du Rhône et de l'Est de la Corse) ou pour certains radionucléides, comme le ^{90}Sr pour lequel peu de données sont disponibles.

Ces prélèvements comprennent des échantillons de sols, de végétaux et de denrées issues de zones de prairie, de zones cultivées et de zones de forêt. Les méthodes de prélèvements et de traitement des échantillons sont détaillées en annexe de ce rapport (Annexe 1).

Les prélèvements de sol

Les prélèvements et les mesures des sols sont réalisés dans le but d'étudier :

- La rémanence des dépôts initiaux des principaux radionucléides artificiels de longue période radioactive (^{137}Cs , ^{90}Sr , isotopes du plutonium et ^{241}Am) dans les sols, au travers de la mesure de leurs activités massiques (Bq/kg).

⁶ Les échantillons de végétaux de la prairie qui ont été prélevés sont constitués d'un mélange des différentes espèces présentes dans un mètre carré de surface de prairie.

- La répartition de ces radionucléides dans la profondeur du sol par l'étude de « profils de contamination », cette répartition résultant de leur migration vers la profondeur du fait de leur entraînement par les eaux de pluie, et dans une moindre mesure de leur transfert vers la végétation (recyclage par la litière en forêt). Ainsi, les prélèvements de sol sont réalisés à plusieurs dizaines de centimètres de profondeur.

Les échantillons de sols prélevés par l'ASNR sur les différentes zones d'étude qui sont situées sur la Figure 3, sont répertoriés en annexe de ce rapport (Tableau A1, en annexe 2).

Les prélèvements dans les zones de prairie permanente

Sur chacune des zones d'étude, une « zone de prairie permanente » a été choisie pour estimer les activités du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans les sols, les herbages⁶, le lait et les fromages qui y sont produits (Tableau A3, en annexe 2). Les prélèvements de sol, de végétaux de la prairie, de lait et de fromage ont été réalisés dans des exploitations agricoles qui produisent des fromages fermiers à partir du lait du troupeau⁷. Dans ces

⁷ A l'exception, de l'exploitation agricole en Corse qui ne fabriquait pas de fromage avec le lait des brebis. Ce lait est envoyé sur le continent pour y être transformé.

exploitations, les troupeaux broutent les prairies et sont nourris en hiver avec le fourrage issu des prairies.

Des prélèvements de viande de bœuf dont l'origine géographique a été vérifiée ont été effectués dans les zones d'études du Puy-de-Dôme, des Vosges, des Alpes-de-Haute-Provence et d'Alsace. Contrairement au lait et au fromage, il n'a pas été possible d'analyser les fourrages donnés aux bovins. Néanmoins, ces animaux ont sans doute été nourris au moins en partie avec des herbages produits dans la région d'origine.

Les prélèvements dans les zones de forêt

Des échantillons de champignons ont été prélevés dans les zones d'études des Pyrénées-Atlantiques, du Puy-de-Dôme, des Vosges, d'Alsace et de la vallée du Rhône (Tableau A4, en annexe 2). Des échantillons de gibiers ont été fournis par la fédération départementale des chasseurs des Vosges (3 échantillons), l'Office de la Faune et de la Biodiversité du Puy-de-Dôme et de la Drôme (2 échantillons) et par un particulier dans les Pyrénées-Atlantiques (un échantillon) (Tableau A5, en annexe).

Les prélèvements de denrées produites localement

Dans chacune des zones d'étude, des prélèvements de denrées produites localement ont été effectués dans le but d'élargir les activités mesurées dans les denrées issues des zones de prairie permanentes (lait, fromages et viande de bœuf) et des zones de forêt (champignons et viande de gibiers). Les denrées ciblées sont les pommes de terre, le blé, le raisin, le vin, les légumes-feuilles et les pommes. Les prélèvements ont été réalisés chez les producteurs locaux, en fonction de la disponibilité de ces denrées (Tableau A2, en annexe).

Les activités des radionucléides artificiels mesurées dans les denrées (^{137}Cs , ^{90}Sr et ponctuellement isotopes du plutonium et ^{241}Am) permettent d'évaluer avec réalisme les activités ingérées par la population des différentes zones d'étude. Ces données contribuent à une évaluation de la dose par incorporation des radionucléides consécutive à l'ingestion des denrées étudiées.

⁸ ^{241}Am est mesuré par spectrométrie gamma bas-niveau dans les sols, lorsque l'activité massique dépasse 0,1 Bq/kg sec.

⁹ Les incertitudes métrologiques ne rendent pas compte de la principale source d'incertitude qu'est la représentativité de l'échantillon (2 ou 3 salades par exemple), au regard de l'état radiologique de l'ensemble plus vaste sur lequel on veut se prononcer (toutes les salades produites sur une localité, sur un département ou une région) et de la très grande variabilité des activités massiques et volumiques (parfois de plus d'un ordre de grandeur) au sein de cet ensemble.

¹⁰ Le seuil de décision correspond à la valeur minimale d'activité que doit contenir un échantillon pour quantifier l'activité mesurée. En dessous de

2.3. LES MESURES REALISEES

Les mesures en laboratoire

Après préparation, tous les échantillons prélevés sont conditionnés pour la mesure de l'activité du ^{137}Cs et, en fonction du niveau d'activité⁸, de ^{241}Am par spectrométrie gamma. Dans quelques échantillons de sols, de végétaux, de lait, de fromage et de denrées, l'activité du ^{90}Sr est mesurée par scintillation liquide, après incinération, minéralisation et séparation radiochimique. Dans quelques échantillons de sols et de denrées, l'activité des isotopes du plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$ et ^{238}Pu) et de ^{241}Am est mesurée par spectrométrie alpha, après incinération, minéralisation et séparation radiochimique.

Expression de l'activité des radionucléides

L'activité massique dans les sols et dans les végétaux de la prairie est exprimée en becquerel par kilogramme de matière sèche (Bq/kg sec). L'activité dans les denrées solides et dans les denrées liquides (le lait et le vin) est exprimée en becquerel par kilogramme de matière fraîche (Bq/kg frais) et en becquerel par litre (Bq/L), respectivement. Les résultats sont accompagnés d'une incertitude statistique liée à la mesure⁹, calculée pour un intervalle de confiance de 95% et sont présentés dans les tableaux par : « valeur \pm incertitude » ($\pm 2 \sigma$). Lorsque l'activité d'un radionucléide n'est pas détectable par la méthode de mesure, le seuil de décision (SD)¹⁰ est présenté dans les tableaux par « <SD » (SD = LD/2, avec LD : limite de détection).

Les mesures *in situ*

Le but des mesures par spectrométrie gamma *in situ* est d'estimer l'activité massique du ^{137}Cs des sols et, en complément, d'évaluer le débit de dose¹¹ à 1 mètre au-dessus du sol correspondant. Ce débit d'équivalent de dose gamma ambiant s'exprime en nanosievert par heure (nSv/h). La méthode consiste à mesurer les activités des radionucléides déposés dans le sol, au moyen d'un détecteur possédant une haute résolution en énergie, placé à un mètre du sol.

Les mesures *in situ* de l'activité massique des principaux radionucléides émetteurs gamma présents dans les sols et les estimations du débit de dose ont été

cette valeur, l'activité est trop faible pour être quantifiée avec un degré de certitude suffisant. Cette valeur minimale dépend notamment de la performance des moyens métrologiques utilisés et du rayonnement ambiant de la salle de mesure.

¹¹ Le débit de dose permet de quantifier l'intensité du rayonnement gamma émis par le ^{137}Cs présent dans le sol et auquel sont soumises les personnes. Dans les zones où les dépôts de ^{137}Cs consécutifs à l'accident de Tchernobyl ont été les plus importants, ce rayonnement constitue la principale voie d'exposition de la population à la radioactivité artificielle environnementale, devant l'exposition due à l'ingestion de denrées contaminées.

effectuées à l'aide d'un détecteur constitué d'un cristal de germanium possédant une haute résolution en énergie et d'une sonde mesurant le débit de dose, respectivement. Dans la méthode telle qu'elle est décrite dans l'ICRU 53¹², le détecteur est placé à un mètre de hauteur, dirigé vers le sol, sur un site plat et dégagé d'obstacles majeurs (végétaux, cailloux, etc.) (Figure 4). Les mesures *in situ* ont été effectuées sur sept sites de chacune des zones d'étude (Tableau A6, en annexe 2).



Figure 4 : Appareillage de mesures par spectrométrie gamma *in situ*.

Le débit équivalent de dose est calculé à partir de l'activité massique de ^{137}Cs mesurée, au moyen d'un facteur de dose issu de la norme NF EN ISO 18599-7 et en ajoutant une estimation du rayonnement cosmique (selon l'altitude du point de mesure).

Granulométrie des échantillons de sol

En complément des mesures radiologiques, la teneur en différentes fractions granulométriques qui composent les sols (argile, limons et sables) a été mesurée par l'INRAE (Saint-Laurent-Blangy).

¹² <http://www.icru.org/home/reports/gamma-ray-spectrometry-in-the-environment-report-53>

3. Résultats et interprétation des mesures

Dans les paragraphes suivants sont présentés les résultats et les interprétations des mesures dans les différents compartiments étudiés : les sols, les zones de prairie, les zones de forêt et les zones cultivées. L'ensemble des résultats est disponible dans les tableaux de l'Annexe 3.

3.1. REMANENCE DANS LES SOLS

Le césium 137

Variabilité du ¹³⁷Cs à l'échelle du territoire

En cohérence avec l'étude du bruit de fond des radionucléides artificiels (IRSN, 2022), les sols de prairie provenant des zones d'étude figurent parmi les sols les plus contaminés par le ¹³⁷Cs du territoire

métropolitain (Figure 5). Une grande homogénéité de l'activité massique du ¹³⁷Cs est observée dans la portion Ouest du pays où les activités massiques sont généralement inférieures à 10 Bq/kg sec, alors que dans l'Est les valeurs sont plus élevées, souvent supérieures à 10 Bq/kg sec. Dans les zones de rémanence élevée, les activités dépassent également les 10 Bq/kg sec, avec des maximales pouvant dépasser 100 Bq/kg sec. Dans ces zones, les activités mesurées dans la présente étude sont légèrement inférieures à celles mesurées lors du Constat rémanence de 2016.

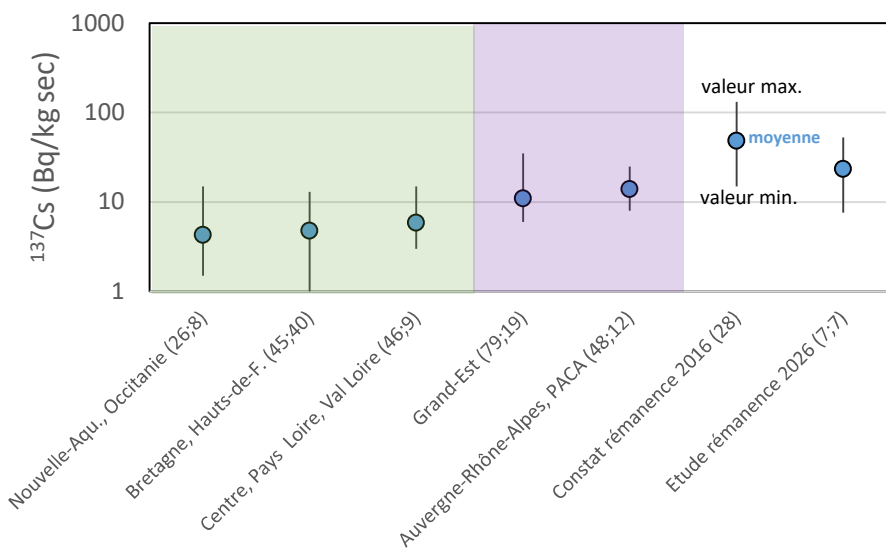


Figure 5 : Activité massique du ¹³⁷Cs dans les sols de prairie prélevés sur une profondeur de 5 cm (valeur min., max. et moyenne, en Bq/kg sec). Comparaison des valeurs obtenues dans le cadre de la présente étude avec celles de la précédente étude (Constat rémanence, 2016) et de différentes zones de l'Est (en violet) et de l'Ouest du territoire (en vert) (période 2008-2018, d'après IRSN, 2022). Pour les différents lots de données, figurent entre parenthèses le nombre de résultats de mesure et le nombre de communes de provenance des échantillons.

Variabilité du ¹³⁷Cs dans les différents types de sol

Les résultats montrent que l'activité massique du ¹³⁷Cs dans les sols de culture est plus faible que celle des sols de prairie (Figure 6) (ZRE du Puy-de-Dôme et de la Vallée du Rhône). Cette différence est principalement due au labour qui homogénéise l'activité du sol de culture sur plusieurs dizaines de centimètres de

profondeur. La seule exception est le sol de prairie des Pyrénées-Atlantiques dont la concentration de ¹³⁷Cs est homogène sur les 20 premiers centimètres (9,6 à 7,6 Bq/kg sec), conséquence probable d'un labour (voir l'annexe 5). Les sols de forêt présentent en surface des activités massiques plus élevées que les sols de prairie et les sols de culture (Figure 6). La rémanence du ¹³⁷Cs à la surface des sols de forêt est liée à l'absence de

labour et au recyclage de ce radionucléide dans la litière, comme explicité dans l'annexe 5.

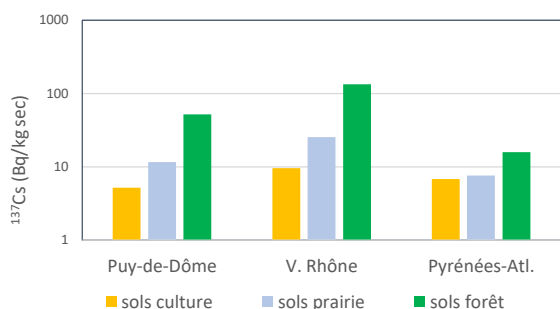


Figure 6 : Comparaison de l'activité massique du ¹³⁷Cs des sols de culture (0-10 cm)¹³, des sols de prairie et des sols de forêt (0-5 cm) de différentes zones d'étude (en Bq/kg sec).

Les activités massiques du ¹³⁷Cs mesurées dans les sols des zones d'étude sont cohérentes avec l'occupation des sols en France et les connaissances sur le devenir de ce radionucléide artificiel dans les différents sols : la dilution du ¹³⁷Cs dans les sols de culture, la forte rémanence en milieu forestier et, dans une moindre mesure, dans les zones de prairie.

Evolution temporelle de l'activité du ¹³⁷Cs des sols

Le suivi sur plusieurs décennies du ¹³⁷Cs des sols de surface met en évidence une diminution progressive de son activité massique liée à la migration du radionucléide artificiel dans le sol (Brimo et al., 2019) (Figure 7).

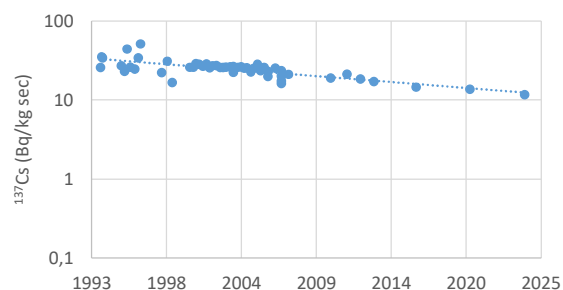


Figure 7 : Evolution de l'activité massique du ¹³⁷Cs dans le sol de surface de Beaune-le-Froid (Puy-de-Dôme), entre 1993 et 2024 (en Bq/kg sec).

Ce suivi a permis de déduire la période effective¹⁴ du ¹³⁷Cs dans le sol sur différentes parcelles de prairie (Tableau 1). La période effective varie ainsi entre 12 et 22 ans, ce qui signifie que l'activité dans le sol diminue d'un facteur deux à quatre en 25 ans environ.

Tableau 1 : Période effective du ¹³⁷Cs dans les sols de prairie de différents sites et valeur moyenne pour la France métropolitaine.

Site de prélèvement	Période	T _{eff} (ans)	Origine des données
Beaune-le-Froid	1993-2024	21	étude rémanence 2026
Beaune-le-Froid	1993-2016	21,5	Brimo et al., 2019
Beaune-le-Froid	1993-2004	28,8	Roussel-Debet et al., 2007
Bugey	1995-2016	21,5	Brimo et al., 2019
Cattenom	2005-2016	14,2	Brimo et al., 2019
Chooz	1992-2016	13,1	Brimo et al., 2019
Creys-Malville	1995-2016	12,0	Brimo et al., 2019
France	1992-2016	18,7	Brimo et al., 2019

Dans les sols d'une parcelle située à Tobia, à proximité de Corte (Haute-Corse), des écarts importants avaient été mis en évidence entre les estimations des dépôts de ¹³⁷Cs de Tchernobyl et les activités surfaciques des sols 15 ans après l'accident, suggérant des migrations de ce radionucléide artificiel dans les sols dans les mois/les années qui ont suivi le dépôt (Renaud et al., 2003 ; IPSN, 2002). Ce phénomène de migration verticale du ¹³⁷Cs dans le sol est favorisé par les fortes teneurs en sable (= la fraction la plus grossière du sol, dont les particules sont comprises entre 0,05 et 2 mm), qui atteignent 50-70% dans les sols de Corse (Figure 8). A l'opposé, la rétention du ¹³⁷Cs dans le sol est étroitement liée à la présence des argiles (= la fraction la plus fine du sol < 2 µm), minéraux très fins qui piègent de manière peu réversible ce radionucléide. Dans les sols de la Vallée du Rhône, par exemple, les teneurs en argile avoisinent 40% (Figure 8).

¹³ Dans les sols de culture, l'activité massique des radionucléides artificiels est homogène sur l'épaisseur du sol labouré, c'est à dire 20 à 30 cm selon les parcelles.

¹⁴ Différents phénomènes font que la diminution réelle (effective) de la radioactivité environnementale est souvent plus rapide que celle qui résulte de la seule décroissance radioactive. Cette diminution est caractérisée par une période effective qui est plus courte que la période

radioactive. Des chroniques de résultats de mesures peuvent permettre d'estimer cette période effective. La période effective correspond au temps au bout duquel l'activité dans la matrice est divisée par deux, du fait de la décroissance physique et de la décroissance « biologique ». La période effective (T_{eff}) est fonction de la période physique (T_{phy}) et de la période biologique (T_{bio}), selon la formule : 1/T_{eff} = 1/T_{phy} + 1/T_{bio}.

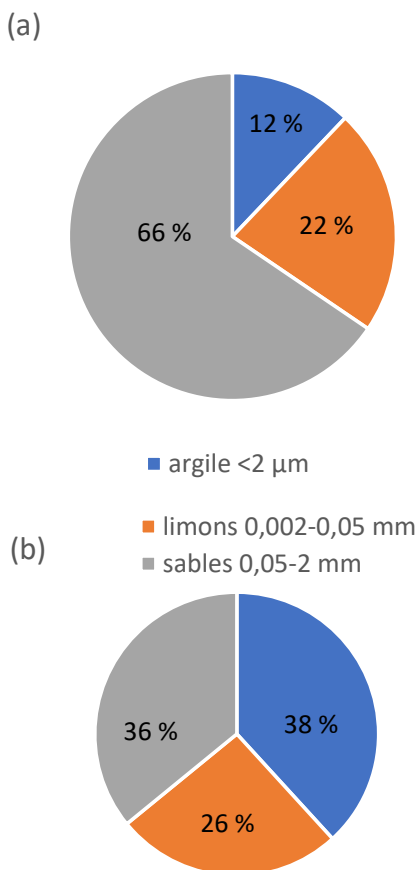


Figure 8 : Comparaison des compositions granulométriques des sols de Tobia (Corse) (a) et Vinsobres (Vallée du Rhône) (b) (en % massique).

Selon les zones étudiées, l'activité massique du ¹³⁷Cs des sols varie de quelques Bq à une centaine de Bq par kilogramme de sol sec. Ces variations s'expliquent pour l'essentiel par l'intensité des apports atmosphériques des retombées des essais nucléaires et des retombées de l'accident de Tchernobyl sur l'Est du territoire. Les variations des activités dépendent dans une moindre mesure des caractéristiques des sols, en particulier de leur composition granulométrique et de leur teneur en argiles, qui conditionnent la rétention et la migration verticale du ¹³⁷Cs (les sols sableux favorisent une migration plus rapide du radionucléide vers la profondeur, tandis que les sols riches en argiles retiennent plus durablement le ¹³⁷Cs dans les horizons superficiels).

Les activités les plus élevées sont mesurées à la surface des sols de forêt du fait du transfert du ¹³⁷Cs dans la végétation de la forêt et du dépôt des feuilles dans la litière. Le suivi de l'activité massique du ¹³⁷Cs du sol de surface sur plus de 25 ans montre que l'activité du ¹³⁷Cs des sols a diminué lentement, d'un facteur deux à quatre environ sur cette période.

Le strontium 90

Variabilité du ⁹⁰Sr à l'échelle du territoire

Les activités massiques de ⁹⁰Sr mesurées dans les sols de prairie de la présente étude (de 1 à 4 Bq/kg sec) s'inscrivent dans la partie supérieure de la gamme des activités mesurées hors zones de rémanence élevée (Figure 9). Dans les sols de forêt, les activités massiques mesurées (4,5 à 14 Bq/kg sec) suggèrent une rémanence plus marquée du ⁹⁰Sr dans le milieu forestier, en comparaison des sols de prairie.

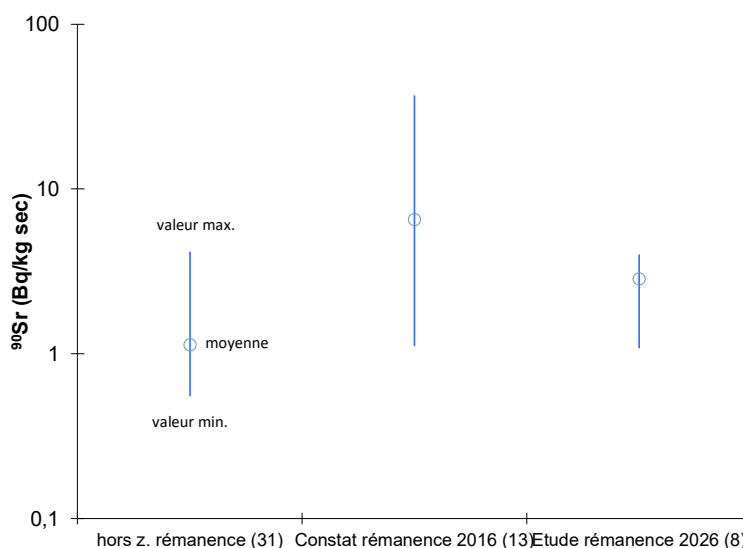


Figure 9 : Activité massique du ⁹⁰Sr des sols de prairie, prélevés sur une profondeur de 5 cm (valeur min., max. et moyenne, en Bq/kg sec). Comparaison des valeurs obtenues dans le cadre de la présente étude avec celles de la précédente étude (Constat rémanence IRSN, 2016) et hors zones de rémanence élevée (mesures ASNR). Pour les différents lots de données, figure entre parenthèses le nombre de résultats de mesure.

Evolution temporelle de l'activité du ⁹⁰Sr des sols

Les activités massiques de ⁹⁰Sr mesurées dans le sol de prairie de Beaune-le-Froid entre 2003 et 2024 montrent que les activités massiques les plus élevées sont observées en 2003 (entre 3,3 et 4,2 Bq/kg sec) (Figure 10). Les années suivantes, les valeurs sont plus faibles et relativement homogènes. En 2024, l'activité massique atteint 2,6 Bq/kg sec.

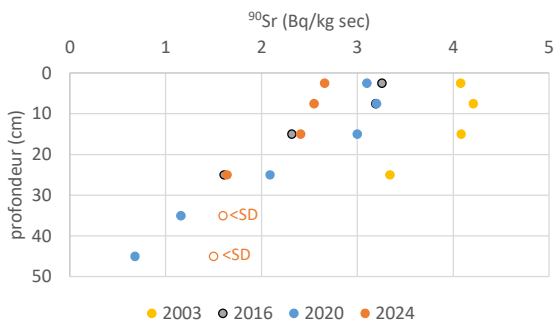


Figure 10 : Répartition du ⁹⁰Sr dans la profondeur de sol de prairie de Beaune-le-Froid (Puy-de-Dôme) prélevés entre 2003 et 2024 (en Bq/kg sec).

L'activité massique du ⁹⁰Sr des sols des zones de rémanence élevée se situe dans la partie supérieure de la gamme des activités mesurées hors zones de rémanence élevée. Ainsi, l'activité massique du ⁹⁰Sr dans les sols de prairie des zones de rémanence élevée est de l'ordre de quelques becquerels par kilogramme de matière sèche. Des activités plus élevées sont observées dans les sols et les litières de forêt (jusqu'à 21 Bq/kg sec). Ces activités plus élevées en forêt sont la conséquence du transfert du ⁹⁰Sr dans la végétation, puis du retour de ce radionucléide à la surface du sol, lors du dépôt des feuilles dans la litière.

Les transuraniens

Les activités massiques du ²³⁹⁺²⁴⁰Pu des sols des zones d'étude (de 0,1 Bq/kg sec à 2,4 Bq/kg sec) s'inscrivent dans les gammes des valeurs observées dans le précédent constat sur les zones de rémanence élevée (IRSN, 2016) (Figure 11). Les mesures effectuées en dehors des zones de rémanence élevée sont légèrement plus faibles (de 0,02 Bq/kg sec à 1,4 Bq/kg sec).

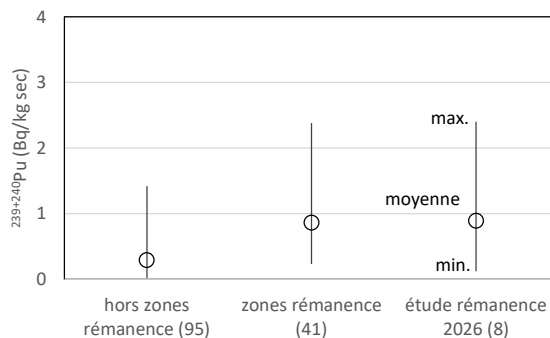


Figure 11 : Activité massique du ²³⁹⁺²⁴⁰Pu dans les sols de surface (valeur min., max. et moyenne, en Bq/kg sec). Pour les différents lots de données, figure entre parenthèses le nombre de résultats de mesure.

Un léger excès de plutonium (de l'ordre de 30%) est observé dans les sols de forêt par rapport aux sols de prairie. Une part de la variabilité en ²³⁹⁺²⁴⁰Pu des sols provient de la végétation de la forêt et de l'influence des dépôts chroniques des radionucléides par temps sec dans ce milieu¹⁵.

En comparaison du ¹³⁷Cs et du ⁹⁰Sr, le plutonium et l'américium 241 ont peu migré vers la profondeur des sols (Figures de l'Annexe 5). Entre 2003 et 2024, aucune évolution notable de l'activité massique de plutonium n'est observée dans le profil de sol de prairie de Beaune-le-Froid. Les variations constatées sur cette période sont en effet très faibles en comparaison de l'incertitude météorologique (de l'ordre de 10 %). Cette observation confirme la faible mobilité des transuraniens dans les sols (Figure 12).

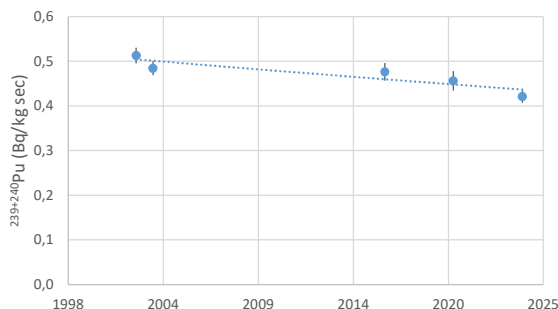


Figure 12 : Evolution temporelle de l'activité massique du ²³⁹⁺²⁴⁰Pu dans le sol de la prairie de Beaune-le-Froid, entre 0 et 5 cm de profondeur (en Bq/kg sec), entre 2002 et 2024.

Les rapports d'activités des radionucléides

Les rapports d'activités des transuraniens (isotopes du plutonium et ²⁴¹Am) des sols sont homogènes, quelle que soit la zone d'étude. Ainsi, les rapports ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu et ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu des sols, en moyenne

¹⁵ Le dépôt atmosphérique par temps sec est accentué dans les forêts dont la végétation arbustive intercepte les aérosols.

de 0,025 et 0,43, respectivement, sont proches de ceux de la précédente étude de l'IRSN, publiée dix ans plus tôt ($^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu} = 0,025$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu} = 0,39$ d'après IRSN, 2016) et confirment que les tirs des armes nucléaires effectués dans l'atmosphère et la chute du satellite SNAP (pour le seul rapport $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$) constituent les sources du plutonium et de l'américium 241 mesurés dans les sols.

Le rapport d'activité $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ dans les sols est variable d'une zone d'étude à une autre, compris entre 0,009 (Vallée du Rhône) et 0,05 (Puy-de-Dôme) (Figure 13).

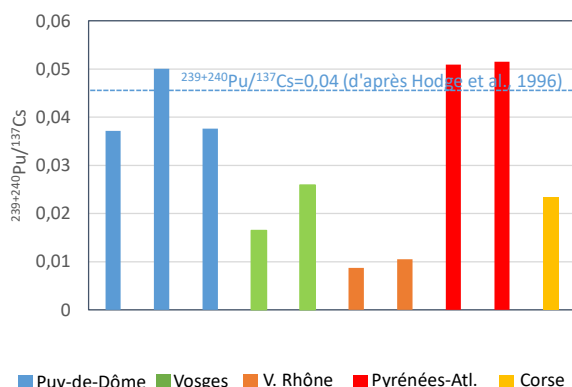


Figure 13 : Rapport d'activité $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ dans les sols des différentes zones d'étude comparé au rapport des retombées des tirs d'armes nucléaires (=0,04).

Les rapports d'activités $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ des sols des Pyrénées-Atlantiques et du Puy-de-Dôme sont proches du rapport des retombées des tirs (0,04), alors que les rapports observés dans l'Est du territoire sont plus faibles (Vosges, Vallée du Rhône et Corse), à cause de l'apport supplémentaire du ^{137}Cs de Tchernobyl dans ces zones.

3.2. REMANENCE DANS LES ZONES DE PRAIRIES PERMANENTES

Les végétaux de la prairie

La Figure 14, qui synthétise les mesures du ^{137}Cs effectuées dans des végétaux de prairie provenant de différentes zones du territoire, permet d'illustrer les variations spatiales de leurs activités massiques. Dans les zones de rémanence élevée et en dehors de ces zones, cette variabilité spatiale couvre plus de deux ordres de grandeur, sans tenir compte des mesures très élevées provenant des prairies de haute-altitude du Mercantour et des Ecrins (> 100 Bq/kg sec). La moyenne des activités massiques du ^{137}Cs est légèrement plus élevée dans les zones de rémanence élevée (1,6 Bq/kg sec) que celle sur le reste du territoire (0,5 Bq/kg sec). Dans la présente étude, les végétaux

¹⁶ Très élevées et peu représentatives, les activités massiques dans la végétation des « points chauds » du Mercantour et des Ecrins (3,0 à 560 Bq/kg sec) ne sont pas représentées (IRSN, 2016).

prélevés dans les Vosges présentent l'activité massique de ^{137}Cs la plus élevée (3,9 Bq/kg sec), ce qui la situe dans la gamme haute des activités mesurées sur le territoire. Les activités mesurées dans les autres zones d'étude sont quant à elles relativement faibles (entre 0,05 et 0,28 Bq/kg sec).

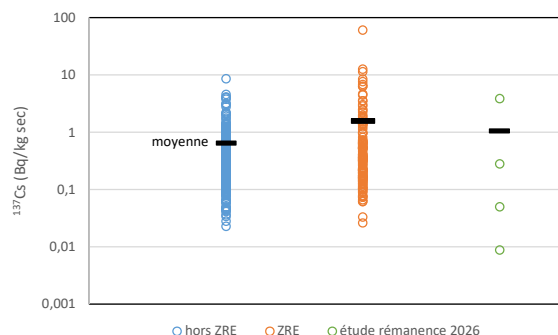


Figure 14 : Activité massique du ^{137}Cs dans la végétation de la prairie des zones de rémanence élevée (=ZRE jusqu'en 2024), de l'étude rémanence 2026 et du reste du territoire (=hors ZRE) (en Bq/kg sec).¹⁶

L'activité massique du ^{90}Sr se situe entre 1 et 10 Bq/kg sec dans les zones de rémanence élevée (Figure 15), légèrement supérieure à l'activité massique mesurée dans le reste du territoire. Dans la présente étude, l'activité massique de ^{90}Sr la plus élevée est mesurée dans les Vosges (5,4 Bq/kg sec). Les activités massiques mesurées pour cette étude se situent dans la gamme haute des activités mesurées sur le territoire.

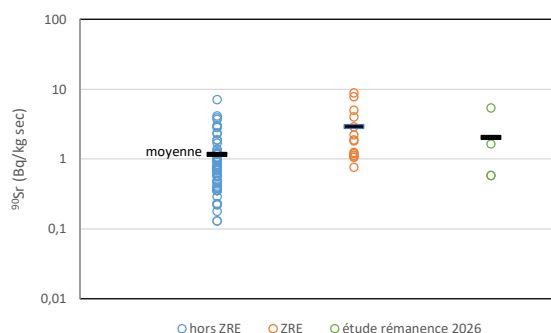


Figure 15 : Activité massique du ^{90}Sr dans la végétation de la prairie des zones de rémanence élevée (=ZRE jusqu'en 2024), de l'étude rémanence 2026 et du reste du territoire (=hors ZRE) (en Bq/kg sec).¹⁷

Evolution temporelle de l'activité massique dans les végétaux de la prairie

Les chroniques temporelles de l'évolution de l'activité massique du ^{137}Cs des végétaux de la prairie prélevés sur différentes parcelles permettent de déduire la période effective du ^{137}Cs dans cette composante de l'environnement (Brimo et al., 2019) (Tableau 2). La période effective du ^{137}Cs dans les végétaux varie selon les sites de prélèvement, entre 6 et 20 ans. En moyenne, l'activité massique des végétaux en France est divisée par quatre en 25 ans.

¹⁷ Très élevées et peu représentatives, les activités massiques dans la végétation des « points chauds » du Mercantour ne sont pas représentées (IRSN, 2016).

Tableau 2 : Période effective du ^{137}Cs dans les végétaux de la prairie de différents sites et valeur moyenne pour la France métropolitaine (d'après Brimo et al., 2019).

Site de prélèvement	Période	T _{eff} (ans)	Origine des données
Beaune-le-Froid	1993-2024	6,3	étude rémanence 2026
Beaune-le-Froid	1993-2013	6,4	Brimo et al., 2019
Chooz	1998-2016	12,6	Brimo et al., 2019
Creys-Malville	1996-2016	5,9	Brimo et al., 2019
Fessenheim	1999-2015	19,8	Brimo et al., 2019
Nogent	1997-2014	10,7	Brimo et al., 2019
France	1993-2016	12,5	Brimo et al., 2019

Dans certaines zones du territoire, cette diminution peut être beaucoup plus rapide. Dans les prairies de Beaune-le-Froid, l'activité massique du ^{137}Cs mesurée dans les végétaux depuis 1993 diminue de presque deux ordres de grandeur sur la période d'observation (Figure 16).

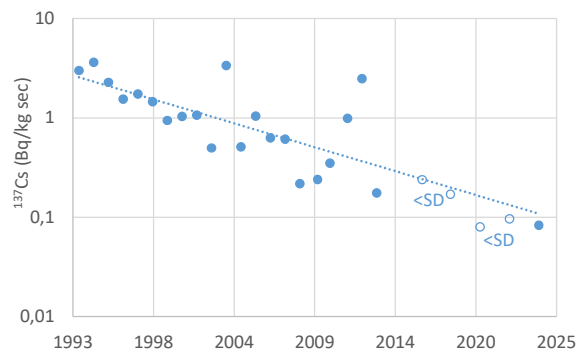


Figure 16 : Evolution de l'activité massique du ^{137}Cs dans les végétaux de la prairie de Beaune-le-froid entre 1993 et 2024 (en Bq/kg sec). La tendance proposée par une ligne de tirets ne tient pas compte des valeurs inférieures au seuil de décision¹⁸ (<SD).

Cette diminution dans les végétaux est la conséquence de la diminution de l'activité dans le sol au cours du temps et également de la diminution de la biodisponibilité¹⁹ du ^{137}Cs du sol, c'est-à-dire de la proportion du radionucléide présente dans l'eau du sol et accessible aux racines des végétaux de la prairie (Brimo et al., 2021).

Le lait et les fromages

Résultats de l'étude

Les activités volumiques du ^{137}Cs mesurées dans le lait provenant de l'Est du territoire sont du même niveau que celles du lait provenant des zones de rémanence élevée (comprises entre 0,007 et 0,5 Bq/L, Figure 17). Les activités mesurées dans le lait provenant des 2/3 Ouest de la France sont globalement plus faibles, d'un ordre de grandeur environ.

¹⁸ Le seuil de décision (SD) est la valeur en dessous de laquelle l'activité de l'échantillon est trop faible pour être quantifiée. Ce SD dépend de la performance des appareils de mesure employés et du rayonnement ambiant autour de ces appareils.

¹⁹ La diminution de la biodisponibilité traduit le fait que le césium, fortement fixé aux argiles des sols devient de moins en moins mobilisable dans l'eau du sol à disposition des racines. Bien que toujours présent dans le sol, le césium y est de moins en moins biodisponible pour les végétaux.

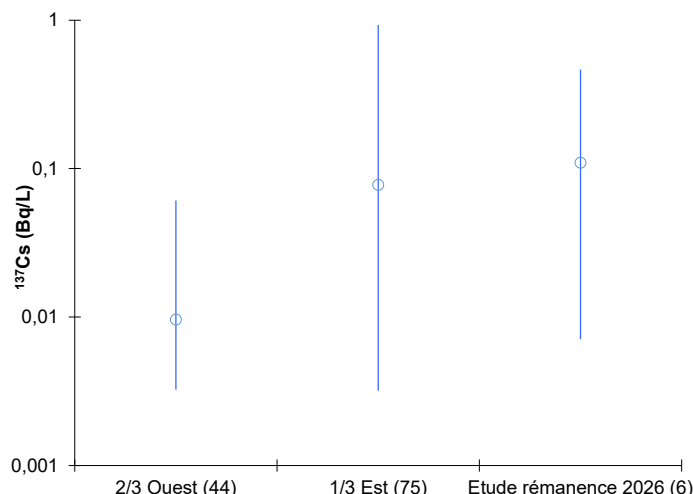


Figure 17 : Activités volumiques du ¹³⁷Cs mesurée dans le lait dans le cadre de l'étude rémanence 2026 et dans le lait provenant de l'Ouest et de l'Est de la France (valeur minimale, moyenne et maximale) en Bq/L.

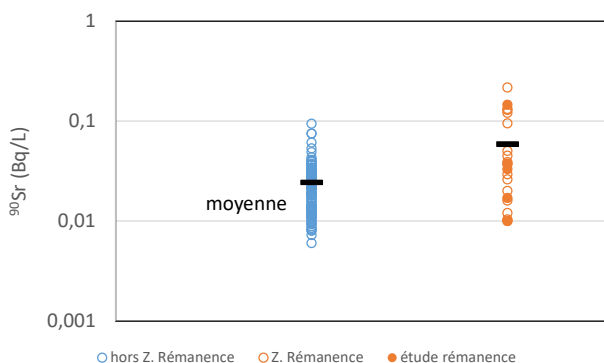


Figure 18 : Activités volumiques du ⁹⁰Sr dans le lait prélevé en dehors des zones de rémanence élevée (à gauche), comparées à l'activité mesurée dans les zones de rémanence élevée (à droite) (en Bq/L).

Les activités volumiques du ⁹⁰Sr dans le lait provenant des zones de rémanence élevée sont globalement supérieures aux mesures réalisées sur le reste du territoire, avec un écart d'un facteur deux environ entre les moyennes des deux lots de mesures (Figure 18). Dans la présente étude, les activités volumiques de ⁹⁰Sr sont comprises entre 0,01 et 0,15 Bq/L.

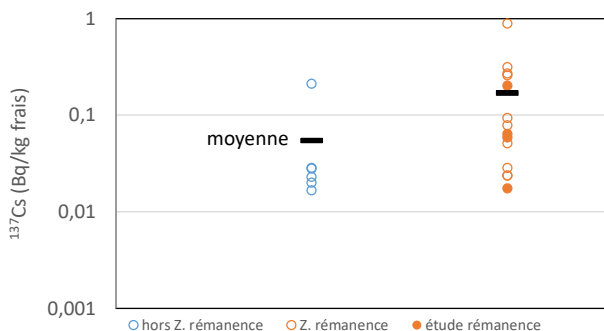


Figure 19 : Activités massiques du ¹³⁷Cs dans les fromages prélevés dans les zones de rémanence élevée et sur le reste du territoire (hors Z. rémanence) (en Bq/kg frais).

Les activités massiques du ¹³⁷Cs dans les fromages provenant des zones d'étude de la rémanence élevée

sont en moyenne deux fois supérieures à l'activité moyenne mesurées sur les fromages provenant du reste du territoire (Figure 19). Les activités massiques de ¹³⁷Cs mesurées sur les prélèvements réalisés pour la présente étude sont comprises entre 0,01 et 0,2 Bq/kg frais.

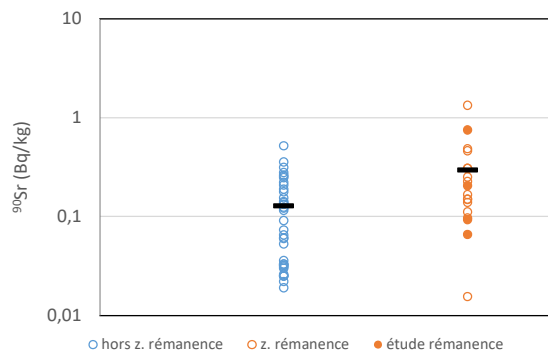


Figure 20 : Activités massiques du ⁹⁰Sr dans les fromages prélevés dans les zones de rémanence élevée et dans le reste du territoire (hors z. rémanence) (en Bq/kg frais).

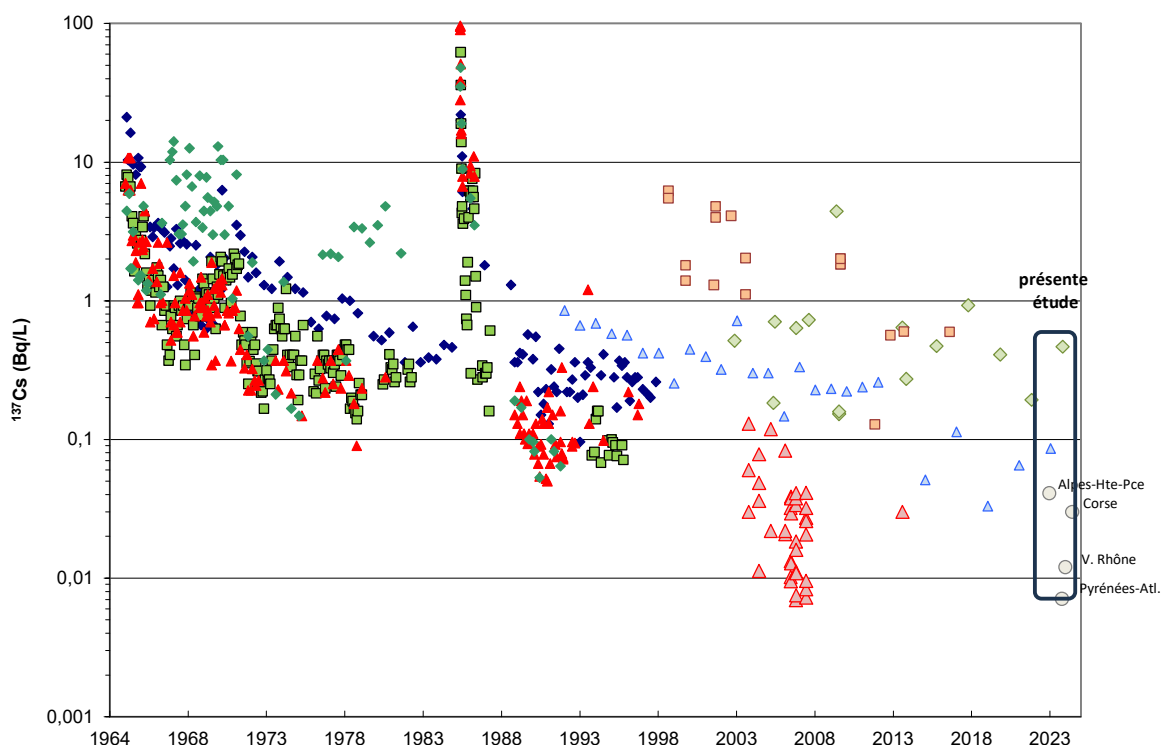
Enfin, les activités du ⁹⁰Sr dans les fromages provenant des zones de rémanence élevée, notamment ceux prélevés pour la présente étude (activités comprises entre 0,07 et 0,7 Bq/kg frais), sont en moyenne deux fois supérieures à l'activité moyenne des mesures provenant du reste du territoire (Figure 20).

Evolutions temporelles du ¹³⁷Cs et du ⁹⁰Sr dans le lait et les fromages

L'activité volumique du ¹³⁷Cs mesurée dans le lait depuis 1965 dans quelques massifs montagneux, dont certains ont fait l'objet de prélèvements dans le cadre de la présente étude, a été synthétisée (Figure 21). Les données les plus anciennes ont été acquises par le SCPRI, puis l'OPRI dans le cadre de la surveillance radiologique du territoire effectuée par ces organismes. Les prélèvements de lait proviennent pour l'essentiel de centres de collecte départementaux (départements du Doubs, du Jura, du Puy-de-Dôme et des Vosges). A ce réseau de surveillance du lait de différents

départements s'ajoutent des mesures réalisées dans certaines exploitations laitières, dont l'une d'elle est située à Viomenil, dans les Vosges. Les mesures les plus récentes ont été réalisées par l'IRSN, dans le cadre du réseau d'observation (situé dans le Puy-de-Dôme ou dans les Vosges) ou lors de travaux de recherches menées dans le Mercantour et dans le Jura.

L'évolution temporelle de l'activité volumique du ¹³⁷Cs dans le lait met en évidence l'influence des deux sources de ce radionucléide artificiel en fonction du temps, aux différents points de prélèvements.



Données SCPRI-OPRI :

- ▲ Doubs et Jura
- ◆ Puy de Dôme
- ◆ Vosges
- Viomenil (88)

Données IRSN, puis ASNR :

- ▲ Doubs et Jura
- ▲ Beaune-le-Froid (63)
- ◆ Vosges
- Isola2000 (06)
- étude Rémanence

Figure 21 : Evolution temporelle de l'activité volumique du ¹³⁷Cs dans le lait (en Bq/L) prélevé par le SCPRI, l'OPRI, l'IRSN puis l'ASNR depuis 1965 dans différentes zones parmi les plus touchées par les retombées anciennes. Ces données sont comparées aux mesures acquises en 2024-2025 dans le cadre de la présente étude.

Ainsi, la première période d'observation (1965-1985) de cette chronique est contemporaine des essais nucléaires atmosphériques effectués par la France et la République Populaire de Chine et succède aux tests effectués par les USA et l'URSS, jusqu'au traité d'interdiction partielle des essais nucléaires ratifié par ces deux pays et le Royaume-Uni en 1963. L'activité mesurée dans le lait de 1965 à 1985 correspond donc au césium provenant de ces tests atmosphériques. Durant cette période, l'activité en ¹³⁷Cs dans le lait, comprise entre 0,1 et 10 Bq/L dans les zones les plus

touchées du territoire, diminue globalement au fil du temps en dépit de quelques pics, plus ou moins visibles sur les différents sites de prélèvement. La diminution est plus rapide en début de période (années 60) qu'à la fin de la période (début des années 80), où l'activité est plus homogène. Quoiqu'il en soit, l'activité varie fortement d'une zone de prélèvement à une autre, de plus d'un ordre de grandeur. Ainsi, l'activité est plus élevée dans le lait provenant de Viomenil (Vosges) et des centres de collecte des départements du Puy-de-Dôme et des Vosges. Le lait provenant des départements du Jura et du Doubs présente très

souvent l'activité la plus faible parmi les zones représentées dans cette figure²⁰.

La deuxième période (1986) correspond aux mesures réalisées dans les semaines et les mois qui suivent l'accident de Tchernobyl. Début mai 1986, l'activité du ¹³⁷Cs a atteint 100 Bq/L dans le lait provenant des centres de collecte du Jura et du Doubs et a dépassé 10 Bq/L pour les autres sites représentés dans la Figure 21. Des valeurs du même ordre de grandeur sont mesurées en mai 1986 dans le département de l'Isère par exemple, où l'activité du ¹³⁷Cs dans le lait atteint 40 Bq/L (Renaud et al., 2007). Les activités mesurées en mai 1986 chutent rapidement, d'un ordre de grandeur environ en deux mois comme le suggèrent les mesures et la modélisation (Renaud et al., 2007). Cette diminution de l'activité du ¹³⁷Cs, particulièrement accentuée dans les semaines qui suivent l'accident puis moins prononcée les mois suivants, est observée dans d'autres pays européens, comme en Autriche et en Allemagne (Mück, 2003).

Durant la troisième période qui correspond aux années qui suivent l'accident de Tchernobyl, l'activité volumique en ¹³⁷Cs du lait évolue en fonction du temps et de manière différente d'une zone d'étude à une autre. Ainsi, les données disponibles pour les années 90 montrent que l'activité mesurée dans le lait provenant du département du Puy-de-Dôme (données OPRI) et surtout de Beaune-le-Froid (Puy-de-Dôme) est supérieure à l'activité mesurée dans le lait provenant des départements du Nord-Est (Doubs, Jura et Vosges) et de la station OPRI de Vioménil (Vosges). Bien que les premières mesures réalisées à Isola 2000 (Mercantour) soient tardives (1999), elles témoignent de l'activité du ¹³⁷Cs la plus élevée mesurée depuis l'accident de Tchernobyl (> 1 Bq/L jusque dans les années 2000). La

période effective déduite de ce lot de données ($T_{eff} = 6,5$ ans) est proche de celle de Beaune-le-Froid ($T_{eff} = 9,5$ ans) (cf. Annexe 6). Ces valeurs peuvent être comparées aux périodes effectives estimées par la même approche en Suisse et en Autriche (Tableau 3).

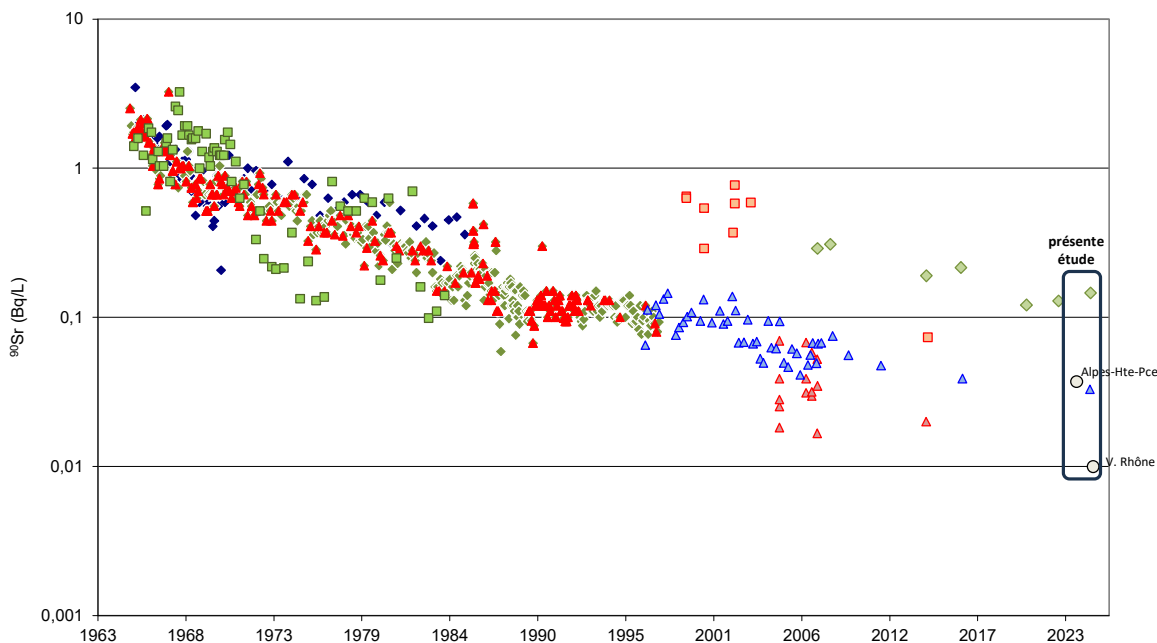
Tableau 3 : Période d'élimination du ¹³⁷Cs dans le lait, déduite des mesures de la présente étude, comparée à d'autres études réalisées dans des pays d'Europe de l'Ouest.

Période	Pays	Période effective (ans)	Référence
1993-2024	France	6,5-9,5	Présente étude
1994-2013	Suisse	6-41	Corcho-Alvarado et al. 2016
1999-2018	Autriche	9,3-18,9	Meusburger et al. 2023
1992-2017	France	6,1-12,6	Brimo et al. 2019

Les activités volumiques en ¹³⁷Cs dans le lait acquises en 2024-2025 dans le cadre de la présente étude sont cohérentes avec l'évolution temporelle décrite ci-dessus, notamment pour les résultats d'analyses réalisées dans les prélèvements des Vosges et du Puy-de-Dôme. Les activités volumiques mesurées dans le lait de la Vallée du Rhône et dans le lait des Pyrénées-Atlantiques (de l'ordre de 0,01 Bq/L) figurent parmi les plus faibles mesurées dans la période d'observation pour les zones de rémanence élevée étudiées.

²⁰ Il faut rappeler qu'à l'échelle de la France entière, des disparités importantes des activités volumiques de césium 137 dans le lait ont été observées au cours des années 1960-1970. Elles étaient directement liées aux dépôts de ce radionucléide sur les prairies, eux-mêmes liés

aux précipitations moyennes annuelles. Les résultats représentés dans la Figure 21 sont issus des zones les plus touchées par les retombées des essais nucléaires, car parmi les plus arrosées de France.



Données SCPRI-OPRI :

- ▲ Doubs et Jura
- ◆ Puy de Dôme
- ◆ Vosges
- Viomenil (88)

Données IRSN, puis ASNR :

- ▲ Doubs et Jura
- ▲ Beaune-le-Froid (63)
- ◆ Vosges
- Isola2000 (06)
- étude rémanence

Figure 22: Evolution temporelle de l'activité volumique du ⁹⁰Sr dans le lait (en Bq/L) prélevé par le SCPRI, l'OPRI, l'IRSN puis l'ASNR, depuis 1965 dans différentes zones parmi les plus touchées par les retombées anciennes. Ces données sont comparées aux mesures acquises en 2024-2025 dans le cadre de la présente étude.

Une diminution de deux ordres de grandeur environ de l'activité du ⁹⁰Sr dans le lait est observée depuis les années 60 (Figure 22). Au cours des années 70 à 80, l'activité du lait prélevé dans le Puy-de-Dôme est un peu plus élevée que dans les autres zones²¹. Les mesures réalisées dans le lait provenant des Vosges et du Mercantour au cours des années 2000 se distinguent de la tendance globale, représentée par les mesures provenant du Puy-de-Dôme et du Jura à cette époque, par une activité plus élevée d'un ordre de grandeur environ. Enfin, les activités de ⁹⁰Sr mesurées en 2024 dans le cadre de la présente étude sont cohérentes avec les variations temporelles.

La diminution rapide de l'activité du ⁹⁰Sr constatée entre 1965 et 1974 sur la Figure 22 correspond à la période effective T_{eff} la plus courte (4,7 ans) du Tableau 4. Les périodes effectives pour la période qui suit (1974-2024 : 19 ans) ou pour la totalité de la période d'observation (1965-2024 : 9,5 ans), sont proches des périodes déduites des données acquises en Suisse (10,1 à 14,8 ans, entre 1976 et 1986) et en Autriche (11,8 à 13,8 ans, entre 1960 et 1997) (Friedli *et al.*, 1991 ; Mück, 2003).

²¹ Il faut rappeler qu'à l'échelle de la France entière, des disparités importantes des activités volumiques de strontium 90 dans le lait ont été observées au cours des années 1960-1970. Elles étaient directement liées aux dépôts de ce radionucléide sur les prairies, eux-mêmes liés aux précipitations moyennes annuelles. Les résultats représentés dans

Tableau 4 : Synthèse de la période effective T_{eff} du ⁹⁰Sr dans le lait déduite des chroniques de l'activité de ce radionucléide dans le lait pour différentes périodes d'observation et différents sites de prélèvement.

Période d'observation	Période effective (ans)
1965-2024*	9,5
1965-1974*	4,7
1974-2024*	19
2000-2024**	19
2006-2024***	19

*Données de la Figure 22
 **Données de Beaune le Froid (Annexe 6)
 ***Données d'Aubure (Annexe 6)

Les estimations de T_{eff} (Tableau 4) concordent également avec les évaluations de ce paramètre

la Figure 22 sont issus des zones les plus touchées par les retombées des essais nucléaires, car parmi les plus arrosées de France.

réalisées en Suisse ($T_{\text{eff}} = 8$ à 17 ans), à partir de mesures faites entre 1995 et 2013 (Corcho-Alvarado et al., 2016).

Le ^{137}Cs dans la viande de bœuf

Résultats de l'étude

Dans la viande de bœuf, l'activité massique de ^{137}Cs est comprise entre 0,04 et 0,5 Bq/kg frais pour les échantillons provenant des Alpes-de-Haute-Provence et du Puy-de-Dôme, respectivement. Ces valeurs témoignent d'un transfert important du césium vers les muscles et donc la viande. Le ^{137}Cs a été détecté dans les quatre échantillons de viande prélevés et l'activité massique moyenne de cette matrice est de 0,3 Bq/kg frais.

Comparaison avec d'autres zones et évolution temporelle

C'est dans la viande de bœuf provenant des Vosges et du Puy-de-Dôme qu'est observée l'activité massique du ^{137}Cs la plus élevée (0,4 et 0,5 Bq/kg frais, respectivement). Les activités massiques mesurées dans la viande prélevée dans les autres zones sont comprises entre 0,04 et 0,09 Bq/kg frais (Figure 23). En dehors des zones de rémanence élevée, l'activité massique est comprise entre 0,01 et 0,1 Bq/kg frais, pour les mesures les plus récentes. En moyenne, les activités massiques de ^{137}Cs dans la viande de bœuf prélevée dans les zones de rémanence élevée sont supérieures d'un facteur 5 à celles mesurées dans le reste du territoire.

L'activité massique dans la viande prélevée dans les Vosges a diminué régulièrement de 2008 à 2024, passant de 3,5 à 0,4 Bq/kg frais dans cet intervalle. Une période effective du ^{137}Cs dans la viande de bœuf des Vosges de 4 ans est déduite de ces observations.

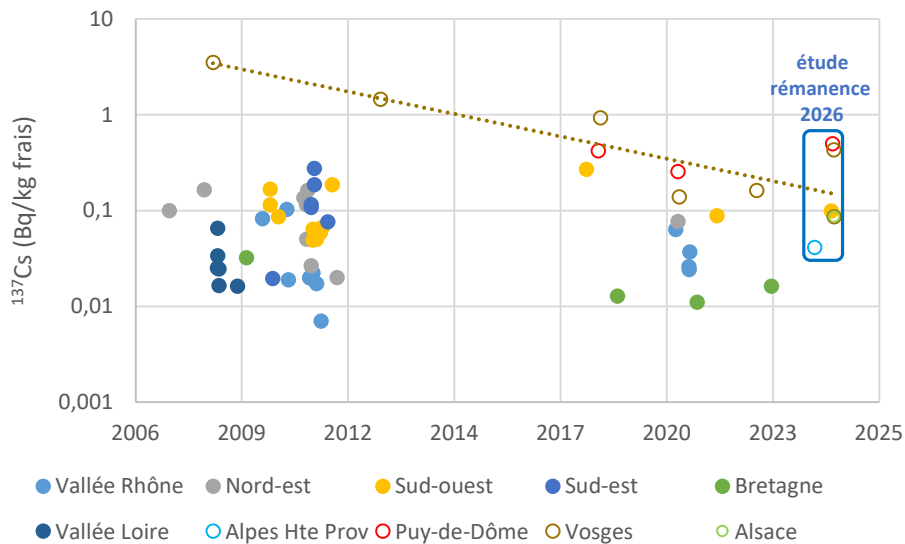


Figure 23 : Evolution temporelle de l'activité massique du ^{137}Cs dans la viande de bœuf dans les ZRE des Alpes-de-Haute-Provence, du Puy-de-Dôme, d'Alsace et des Vosges (ronds vides), comparée à d'autres zones du territoire (ronds pleins) (en Bq/kg frais).

Dans les zones de rémanence élevée, les activités mesurées dans les prairies et certaines denrées, sont, encore aujourd'hui, plus élevées qu'ailleurs en France.

Parmi ces zones de rémanence élevée, ce sont les productions provenant des Vosges (lait, fromages et viande de bœuf) qui possèdent les activités en radionucléides artificiels les plus fortes. Pour les différentes matrices étudiées, les chroniques d'évolution temporelle des activités du ^{137}Cs et du ^{90}Sr montrent que ces activités diminuent régulièrement au cours des vingt dernières années.

3.3. REMANENCE DANS LES DENREES FORESTIERES

Les mesures effectuées dans tous les pays touchés par les retombées de l'accident de Tchernobyl, comme celles réalisées au Japon après l'accident de Fukushima, ont montré que les denrées forestières (les champignons, les viandes de gibiers et dans une moindre mesure les baies) ont la particularité de conserver des niveaux de contamination élevés de ^{137}Cs durant des années, voire des décennies après les dépôts radioactifs, contrairement aux denrées issues de l'agriculture et de l'élevage dont les activités massiques ont très régulièrement diminué depuis 1986. En effet, en milieu forestier, le césium reste très disponible pour être absorbé par les organismes vivants (forte biodisponibilité) alors qu'en milieu agricole, il se fixe sur les particules de sol où il reste piégé. Il en résulte qu'aujourd'hui, l'écart dans les concentrations de ce radionucléide, observé entre ces deux types de denrées, est très important.

Les champignons

Résultats de l'étude

Les activités massiques du ^{137}Cs dans 17 échantillons de champignons prélevés dans les différentes zones

d'étude échantillonnées pour la présente étude, varient entre 0,2 et 71 Bq/kg frais (Tableau A9, en annexe). Comme attendu, ces valeurs sont très supérieures (de l'ordre de 100 fois) à celles mesurées dans les denrées agricoles (voir paragraphe 3.2 et 3.4).

Les résultats de mesure de ^{90}Sr obtenus lors de la présente étude, montrent que les concentrations de ce radionucléide dans les champignons sont extrêmement faibles (0,01 et 0,02 Bq/kg frais, dans les champignons de la forêt d'Aubure, Vosges), notamment au regard de celles de ^{137}Cs .

Comparaison avec d'autres zones

Les activités massiques de ^{137}Cs mesurées dans le cadre de cette étude sont dans la gamme de celles observées en d'autres points du territoire ou dans le cadre d'études précédentes (Figure 24). La grande variabilité observée au sein de chaque région (étalement des mesures sur trois à quatre ordres de grandeur) masque les écarts inter-régionaux. Il en résulte que les activités mesurées dans le cadre de la présente étude pour les zones les plus touchées du territoire par les retombées de l'accident de Tchernobyl ne se distinguent pas de celles observées sur les zones les moins touchées de l'Ouest du pays. Ainsi, compte tenu de cette grande variabilité, on peut considérer que l'activité massique moyenne obtenue dans la présente étude (12 Bq/kg frais, en 2024) est du même niveau que celles observées sur le reste du pays (21 Bq/kg frais, pour les 2/3 Ouest de la France métropolitaine et 14 Bq/kg frais, sur le 1/3 Est). Elle est notablement plus faible que l'activité massique moyenne obtenue dans le Constat Radiologique de 2016 (73 Bq/kg frais) pour lequel les prélèvements de champignon s'étaient concentrés dans les Vosges, le Jura et le Mercantour dans des zones très fortement impactées par les retombées de Tchernobyl.

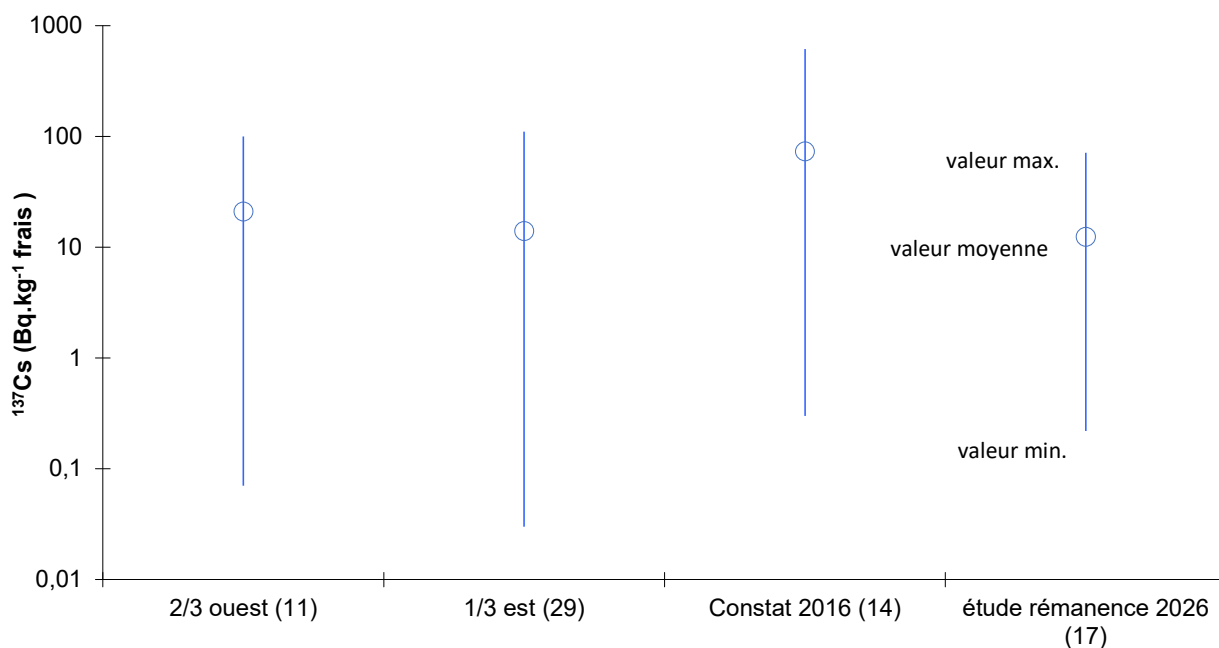


Figure 24 : Activités massiques du ^{137}Cs dans les champignons mesurées pour l'étude de la rémanence de 2026, dans le cadre du Constat de 2016 et provenant de la partie Ouest et de la partie Est de la France (IRSN, 2022) (valeur minimale, moyenne et maximale, en Bq/kg frais).

Parmi les raisons pouvant être avancées pour expliquer cette grande variabilité, il y a, comme pour les denrées agricoles, l'hétérogénéité des dépôts initiaux liés aux précipitations de début mai 1986. Cette hétérogénéité est encore plus importante en milieu forestier. Notamment, le ruissellement de la pluie sur les feuillages des arbres et arbustes a pu entraîner de fortes hétérogénéités très localisées (à l'échelle du mètre-carré). S'il n'a pas été possible de faire de distinctions entre espèces à partir des résultats de cette étude en raison du nombre limité des analyses effectuées, cette cause de variabilité a été étudiée (IRSN, 2024). Enfin, comme en milieu agricole, les spécificités locales et notamment les caractéristiques des sols influencent sans doute les capacités de rétention/mobilisation du ^{137}Cs ainsi que l'intensité du transfert entre le sol et les champignons (voir les facteurs de transfert dans le paragraphe suivant).

Variabilité de l'activité du ^{137}Cs

Les plus longues chroniques disponibles de l'évolution temporelle des concentrations de ^{137}Cs dans les

champignons confirment leur très grande variabilité entre les différentes zones d'étude (forêts des Vosges, du Puy-de-Dôme et des Alpes-de-Haute-Provence) et également au sein d'une même parcelle de forêt, en particulier lorsque deux espèces différentes y sont prélevées (Figure 25). Ainsi, les écarts entre deux espèces prélevées sur un même site sont d'un facteur 3 à 4 environ (bolet/lactaire à Redortiers et bolet/morille blanche à Beaune-le-Froid).

En dépit de cette variabilité, une tendance à la diminution au cours du temps peut être observée au travers de certaines chroniques. Par exemple, l'activité massique des bolets de Beaune-le-Froid (Puy-de-Dôme) passe de 130-400 Bq/kg frais, en 2003-2004 à 70 Bq/kg frais, en 2024. De même, dans la forêt de Redortiers (Alpes-de-Haute-Provence), l'activité massique de cette espèce passe de 20-70 Bq/kg frais, en 2001-2002 à 10-20 Bq/kg frais, en 2013-2015. Ainsi, l'évolution temporelle de l'activité dans les bolets est comparable sur ces deux zones, compte-tenu de la dispersion observée.

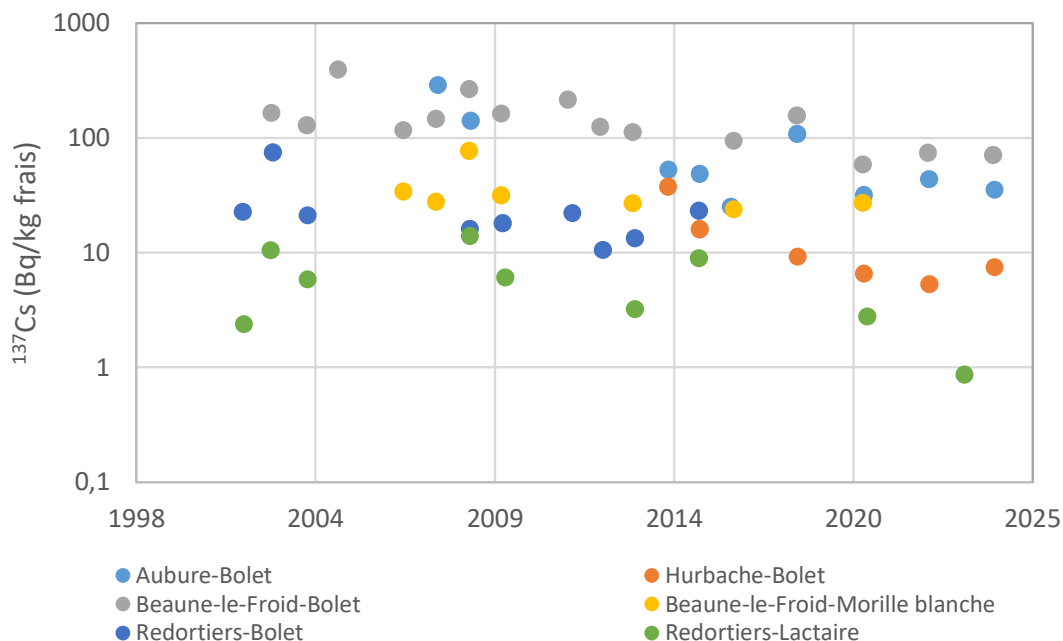


Figure 25 : Evolution temporelle de l'activité massique du ¹³⁷Cs de différentes espèces de champignons (bolet, lactaire et morille) prélevées dans les forêts des Vosges (Aubure et Hurbache), du Puy-de-Dôme (Beaune-le-Froid) et des Alpes-de-Haute-Provence (Redortiers), entre 2001 et 2024 (en Bq/kg frais).

Les chroniques des mesures dans les bolets permettent d'estimer que les activités du ¹³⁷Cs sont divisées par deux tous les 4,7 à 19 ans (Tableau 5). Les mesures réalisées dans les bolets et les sols de forêt permettent de déduire des valeurs de facteurs de transfert²² du césium entre les sols et les champignons de cette espèce. Les écarts observés entre les valeurs des facteurs de transfert, dépassent le facteur 10 entre Beaune-le-froid et Hurbache. Ces écarts des facteurs de transfert d'une même espèce pour deux sites différents expliquent la variabilité des activités massiques de champignons (Figure 25). Par ailleurs, on note que les facteurs de transfert obtenus (0,001 à 0,016 m²/kg) sont plus faibles que la valeur moyenne déduite d'une synthèse à l'échelle du territoire²³ pour les espèces saprophytes (0,09 m²/kg d'après IRSN, 2024).

Tableau 5 : Période effective T_{eff} (en ans) et facteur de transfert Ft sol-bolets (en m²/kg frais) déduits des activités massiques du ¹³⁷Cs des bolets et des activités surfaciques²⁴ des sols de forêt de différentes zones d'étude en 2024.

Site de prélèvement (ZRE)	T _{eff} (ans)	Ft (m ² /kg)
Aubure (Vosges)	6,3	0,004
Hurbache (Vosges)	4,7	0,001
Beaune-le-Froid (Puy-de-Dôme)	19,0	0,016
Redortiers (Alpes-Hte-Prov.)	9,5	0,005

La viande de gibier

Résultats de l'étude

Les activités de ¹³⁷Cs dans le gibier des différentes espèces (sanglier, chevreuil et cerf) provenant des zones étudiées, comprises entre 0,1 et 16 Bq/kg frais (Tableau A9, en annexe), sont nettement plus élevées

²² Le facteur de transfert est le rapport entre l'activité massique mesurée dans les champignons (en Bq/kg frais) et l'activité surfacique du sol (en Bq/m²) à la même date. Il est exprimé en m²/kg.

²³ Cette valeur moyenne est déduite de la synthèse des mesures en ¹³⁷Cs dans les champignons effectuées par l'ASNR depuis 1999 (IRSN, 2024). Le facteur de transfert défini dans cette étude de 2024 est le

rapport entre l'activité massique des champignons (en Bq/kg frais) et l'activité surfacique du sol estimée à partir des modèles de dépôts de ¹³⁷Cs (en Bq/m²).

²⁴ Exprimée en Bq/m² l'activité surfacique du sol est calculée à partir de l'activité massique du sol (en Bq/kg) et en tenant compte de la densité apparente (en kg/m³) et de l'épaisseur du sol échantillonné (en m) (voir IRSN, 2016).

que celles mesurées dans la viande de bœuf (0,04 à 0,5 Bq/kg frais).

Le nombre limité d'analyses (4 sangliers, 2 chevreuils et 1 cerf) effectuées dans le cadre de cette étude ne permet pas de distinguer de différences entre les espèces ou entre les zones d'études.

Comparaison avec d'autres sources de données et variabilité de la concentration du ¹³⁷Cs

Réalisées par l'IPSN en 1996 (IPSN, 1997), les premières analyses de viande de gibier ont révélé des

concentrations de ¹³⁷Cs élevées en comparaison de celles mesurées dans les autres denrées d'origine animale au milieu des années 90, avec notamment des valeurs supérieures à 1000 Bq/kg frais dans deux échantillons de viande fraîche de sanglier des Vosges. Au cours des années suivantes, les analyses ont été étendues à d'autres espèces de gibiers terrestres et à d'autres zones (Figure 26). Globalement plus faible que l'activité massique des sangliers, l'activité de la viande des herbivores (cerf, biche, chevreuil, mouflon et chamois) varie entre 0,07 et 26 Bq/kg frais.

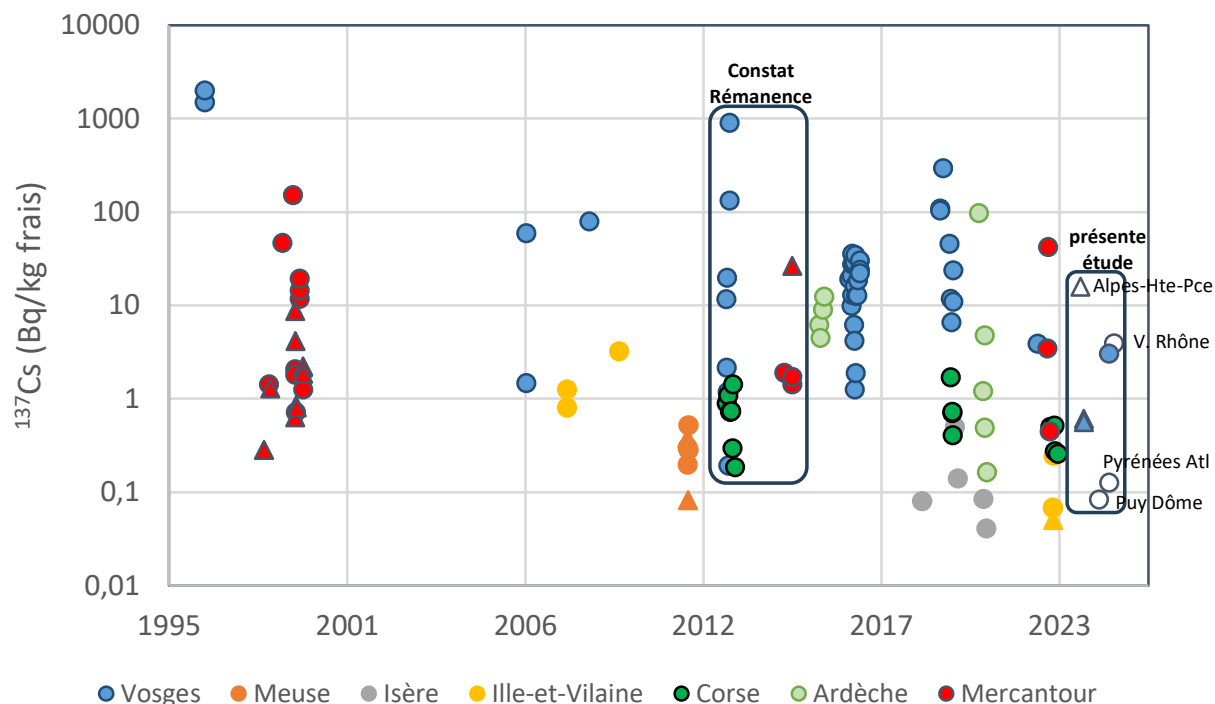


Figure 26 : Evolution temporelle de l'activité massique du ¹³⁷Cs dans les gibiers (sanglier : cercle, herbivore : triangle) prélevés en France dans différentes zones du territoire depuis les années 90 (en Bq/kg frais).

Les campagnes de mesures qui se succèdent dans les années 2000 dans différentes zones ont mis en évidence de fortes variations des activités massiques, le plus souvent de plusieurs ordres de grandeurs. Ainsi dans le Mercantour, les concentrations mesurées en 1999-2000 s'étalent entre 0,3 et 152 Bq/kg frais, les valeurs le plus élevées étant observées pour la viande de sangliers. De même, les campagnes de 2013, 2016 et 2019 dans les Vosges montrent des concentrations dans cette espèce allant de quelques Bq/kg frais à près de 1000 Bq/kg frais.

La Figure 27 montre que cette variabilité est tout aussi importante à l'échelle d'un département ou d'une commune. Ainsi, les mesures effectuées sur les sangliers provenant de quatorze communes du département des Vosges (N. de Saint-Dié-des-Vosges) illustrent la variabilité spatiale et temporelle propre à cette espèce. Plus restreint que le précédent, ce lot de

mesures montre néanmoins une variabilité proche de celle des gibiers provenant de l'ensemble du territoire national. A plus petite échelle, pour la commune de Moyenmoutier (12 échantillons prélevés entre 2016 et 2019), l'activité massique varie entre 1,3 et 16 Bq/kg frais. Pour une autre commune comme Hurbache (5 échantillons entre 2012 et 2019, compris entre 4 et 903 Bq/kg frais). Cependant, la représentation proposée par commune (Figure 27) ne tient pas compte de la mobilité des animaux qui peuvent parcourir une dizaine de kilomètres²⁵. Une partie des mesures issue d'une commune peut provenir du déplacement des animaux dans la commune voisine.

A l'échelle du territoire vosgien comme à l'échelle d'une commune, la variabilité du ¹³⁷Cs dans le sanglier est importante et ne permet pas de conclure avec certitude sur la diminution de l'activité au cours du temps. C'est plus généralement le cas de l'ensemble des zones

²⁵ La sédentarité du sanglier est confortée et confirmée par les retours de marques auriculaires qui rendent compte de la dispersion des animaux. Ainsi, selon les milieux près de 90% des animaux sont repris

à moins de 10 km de leur point de marquage (d'après Baudet et al., 2008).

30 % en mai, juin et septembre, 50 % en août et 70 % en juillet (Figure 28).

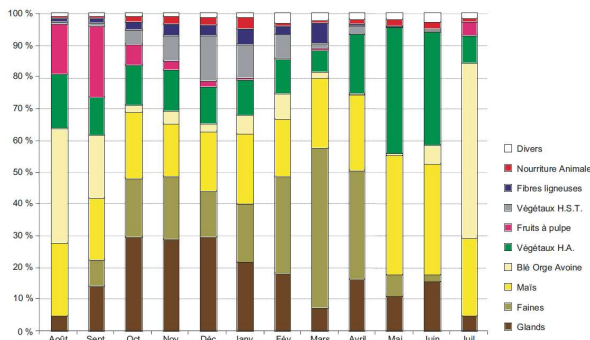


Figure 28 : Composition mensuelle moyenne du régime alimentaire du sanglier en milieu forestier de plaine agricole, établi à partir de 3413 échantillons fécaux et stomacaux de Haute-Marne, en % (Brandt et al., 2006). Végétaux HST : végétaux herbacés souterrains. Végétaux HA : végétaux herbacés aériens.

L'agrainage²⁶ est régulièrement pratiqué dans les zones agricoles pour prévenir les dégâts sur les cultures. L'introduction de productions agricoles dans le régime alimentaire du sanglier est sans doute à l'origine des activités massiques du ¹³⁷Cs de la viande de sanglier les plus faibles, dans la mesure où les denrées végétales présentent des activités massiques faibles (de l'ordre de 10⁻² à 10⁻³ Bq/kg frais pour le blé, les pommes, les pommes de terre et les légumes-feuilles mesurés dans le cadre de la présente étude, voir paragraphe 3.4).

Enfin, la variabilité de l'incorporation du ¹³⁷Cs par le sanglier est renforcée par le caractère monophasique

de son alimentation qui se fait souvent en une seule prise quotidienne effectuée à partir d'une source principale et unique de nourriture (Baudet et al., 2008).

3.4. REMANENCE DANS LES PRODUCTIONS AGRICOLES

Le césium 137

Dans les productions agricoles, les activités massiques de ¹³⁷Cs varient entre 0,003 et 0,07 Bq/kg frais (Figure 29 et Tableau A11, en annexe). Les écarts entre les différentes denrées prélevées sont faibles au regard de la variabilité observée pour chacune d'elle. Ainsi, les concentrations dans les légumes-feuilles sont comprises entre 0,01 et 0,07 Bq/kg frais, celles des pommes entre 0,003 et 0,009 Bq/kg frais. Les activités massiques mesurées dans les pommes de terre sont de 0,01 et 0,02 Bq/kg frais et les échantillons de vin présentent des concentrations de 0,003 et 0,02 Bq/L.

Cette relative homogénéité des concentrations de ¹³⁷Cs entre les différentes denrées végétales d'origine agricole apparaît clairement dans la Figure 29 ; elle avait déjà été mise en évidence dans le rapport de synthèse dédié à l'étude du bruit de fond de la radioactivité artificielle, par des moyennes nationales assez proches, allant de 0,02 Bq/kg frais pour des légumes-fruits à 0,05 Bq/kg frais pour des céréales (IRSN, 2022).

²⁶ L'agrainage consiste à nourrir les animaux sauvages dans leur milieu naturel avec des denrées agricoles (fruits, légumes, céréales, etc.).

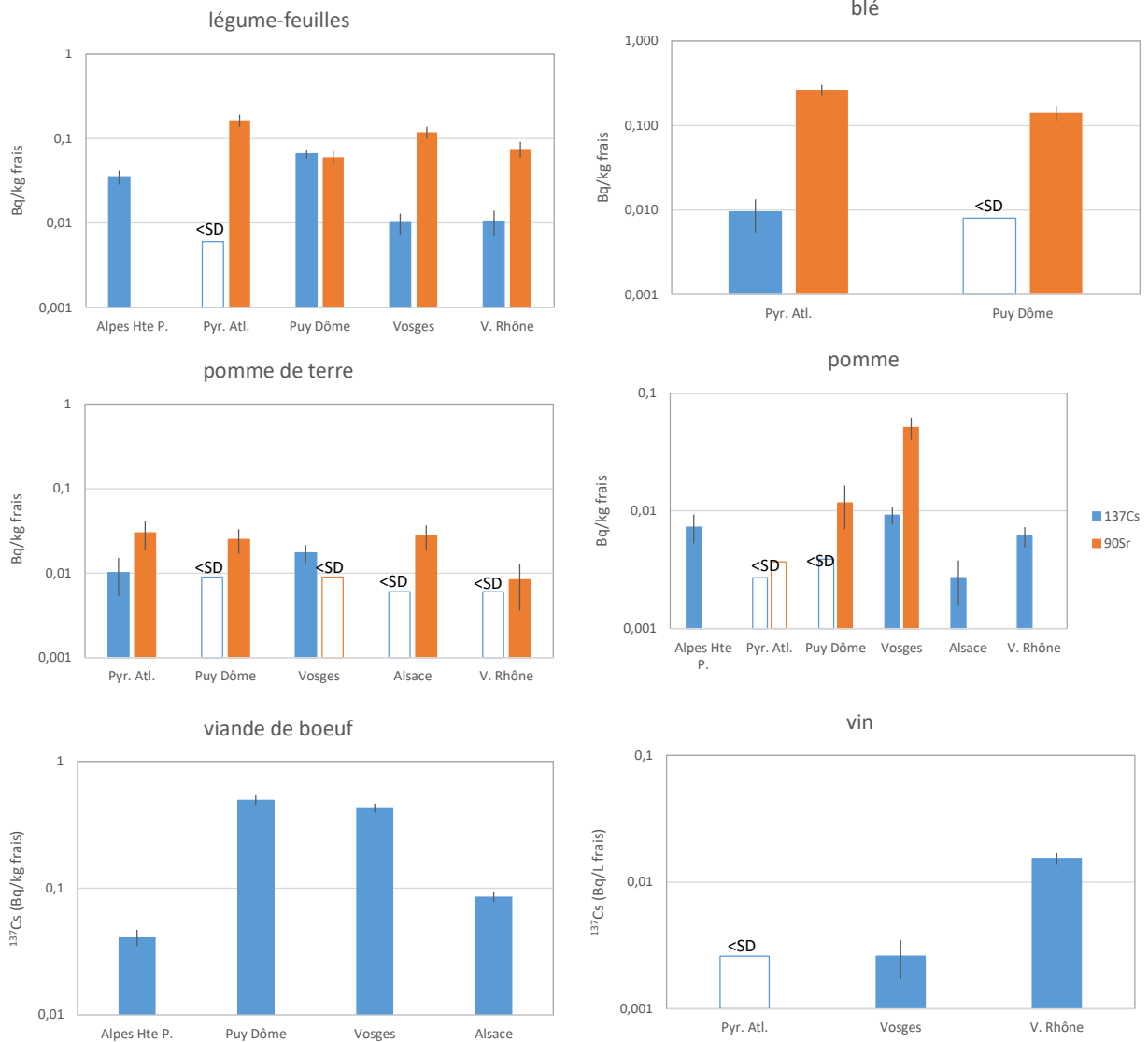


Figure 29 : Synthèse des activités massiques ou volumiques du ¹³⁷Cs et du ⁹⁰Sr dans chacune des productions agricoles (en Bq/kg frais ou en Bq/L).

Le ¹³⁷Cs dans le vin

La Figure 30 présente une chronique de l'activité volumique en ¹³⁷Cs dans le vin de 1983 à 2024. La concentration de ce radionucléide mesurée en 1983 (0,02 Bq/L) résultait des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Les retombées de l'accident de Tchernobyl ont induit une augmentation de cette concentration qui a atteint 0,8 Bq/L en 1986. Depuis, l'activité volumique du ¹³⁷Cs dans le vin a diminué pour atteindre une valeur de l'ordre de 0,01 Bq/L en 2024 (Figure 31). Une période effective (T_{eff}) de 9,5 ans est déduite de la décroissance environnementale observée dans le vin de la Drôme.

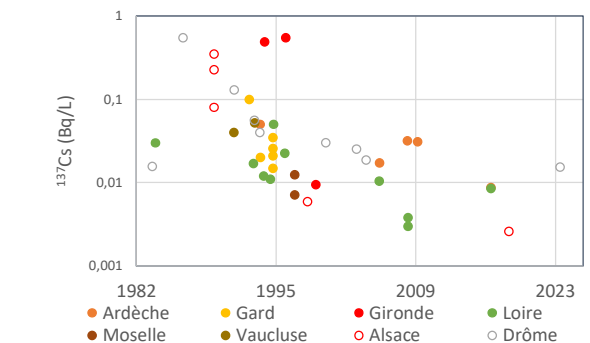


Figure 30 : Evolution temporelle de l'activité volumique du ¹³⁷Cs dans le vin provenant de différentes zones du territoire (en Bq/L).

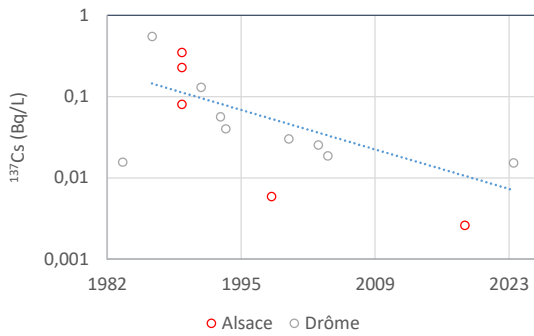


Figure 31 : Evolution temporelle de l'activité volumique du ¹³⁷Cs dans le vin d'Alsace et de la Vallée du Rhône (en Bq/L).

Le ¹³⁷Cs dans les denrées végétales

Les activités massiques de ¹³⁷Cs mesurées dans les légumes-feuilles dans le cadre de la présente étude (Puy-de-Dôme, Alpes-de-Haute-Provence, Vosges et Vallée du Rhône) se situent dans les gammes des valeurs mesurées dans différentes zones du territoire (Figure 32).

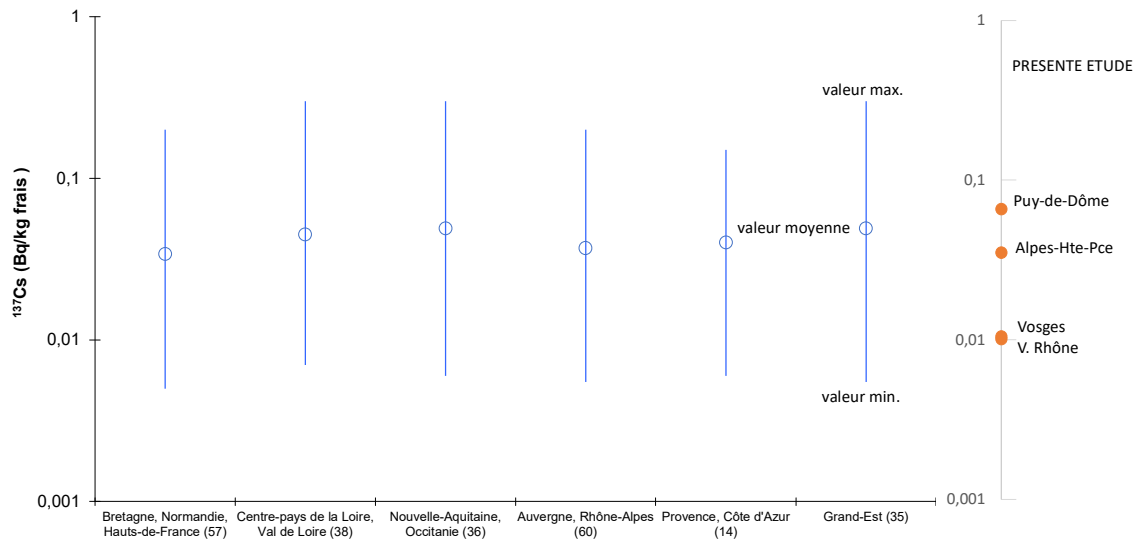


Figure 32 : Activité massique du ¹³⁷Cs dans les légumes-feuilles de six zones du territoire (d'après IRSN, 2022, à gauche), comparée à celle des légumes-feuilles prélevés dans les zones de rémanence élevée de la présente étude (à droite) (valeur minimale, moyenne et maximale, en Bq/kg frais). Entre parenthèses : nombre de mesures dans chaque zone.

En France, les variations de l'activité massique du ¹³⁷Cs des légumes-racines au cours des années et les variations, d'une portion du territoire à une autre, sont faibles (IRSN, 2022). A l'échelle du territoire, l'activité massique dans cette matrice est comprise entre 0,01 et

0,1 Bq/kg frais (Figure 33). Les activités massiques des pommes de terre des Vosges et des Pyrénées-Atlantiques dans la présente étude sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les autres zones du territoire.

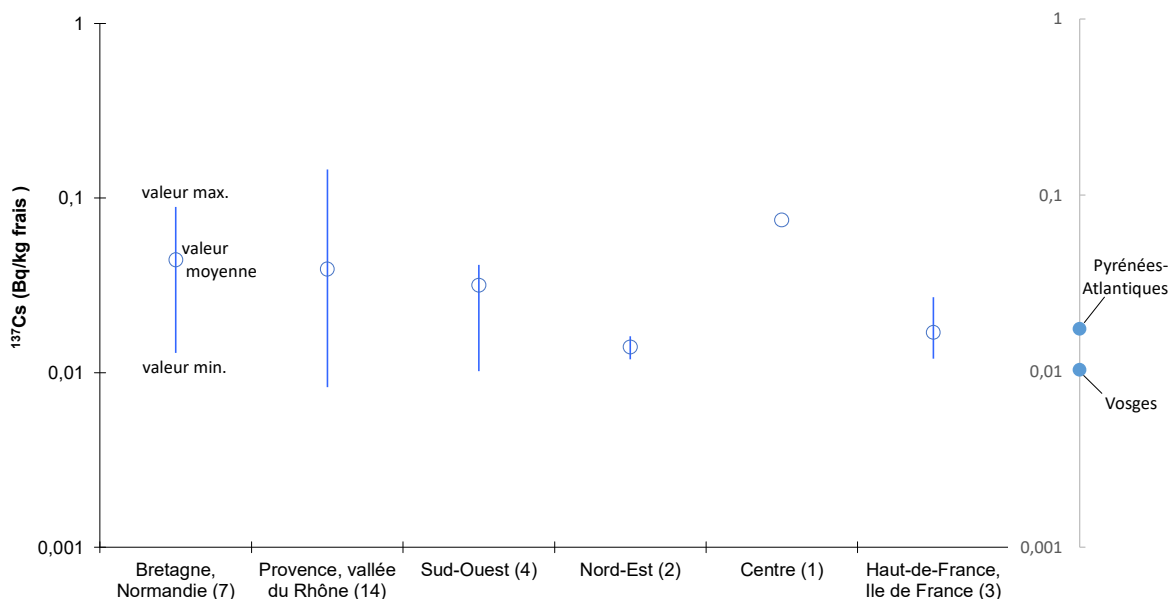


Figure 33 : Activité massique du ¹³⁷Cs dans les légumes-racines de six zones du territoire (à gauche), comparée à celle des pommes de terre prélevées dans les zones de rémanence élevée de la présente étude (à droite) (en Bq/kg frais). Entre parenthèses : nombre de mesure dans chaque zone.

Enfin, l'activité massique moyenne du ¹³⁷Cs des pommes prélevées dans la présente étude (0,008 Bq/kg-frais) est égale à l'activité moyenne de cette matrice sur le territoire métropolitain (0,008 Bq/kg frais) (Figure 34).

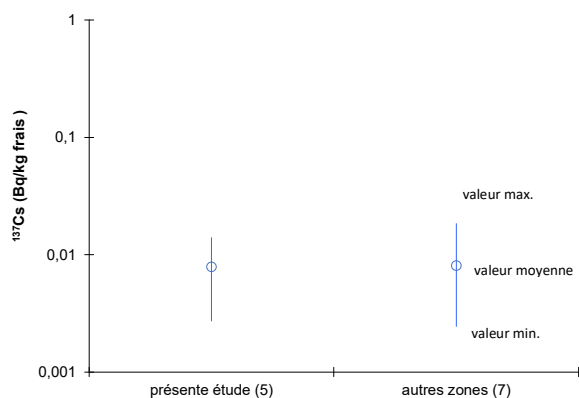


Figure 34 : Activité massique du ¹³⁷Cs dans les pommes prélevées dans les zones de rémanence élevée pour la présente étude (à gauche) comparée à celle d'autres zones de France métropolitaine (à droite) (en Bq/kg frais).

Le strontium 90

Le ⁹⁰Sr dans les denrées végétales

Bien que les activités du ⁹⁰Sr dans les sols (qui ne résultent que des retombées des essais nucléaires) soient plus faibles que celles du ¹³⁷Cs, l'activité massique du ⁹⁰Sr, comprise 0,01 et 0,3 Bq/kg frais, est globalement plus élevée que celle du ¹³⁷Cs dans les denrées, où ces deux radionucléides artificiels ont été

recherchés (légumes-feuilles, blé et pomme de terre) (Figure 29). Ceci résulte d'un transfert racinaire du sol vers les plantes, nettement plus élevé pour le strontium que pour le césium. Aussi, la proportion d'activités massiques de ⁹⁰Sr trop faibles pour être mesurées (14% inférieures au seuil de décision) est plus faible pour le ⁹⁰Sr que pour le ¹³⁷Cs (35%).

Parmi les productions agricoles étudiées, ce sont les légumes-feuilles qui possèdent les activités massiques du ⁹⁰Sr les plus élevées et relativement homogènes, comprises entre 0,06 et 0,2 Bq/kg frais, pour les échantillons provenant du Puy-de-Dôme et des Pyrénées-Atlantiques, respectivement (Figure 29). La moyenne des mesures disponibles pour cette production agricole est de 0,1 Bq/kg frais. Les activités massiques du ⁹⁰Sr dans le blé sont comprises entre 0,1 et 0,3 Bq/kg frais, et ont été respectivement mesurées dans le Puy-de-Dôme et les Pyrénées-Atlantiques. Plus faibles que dans les légumes-feuilles et le blé, les activités massiques du ⁹⁰Sr des échantillons de pommes de terre sont relativement homogènes, comprises entre 0,008 et 0,03 Bq/kg frais. L'activité massique moyenne de cette matrice est de 0,02 Bq/kg frais. Concernant les pommes, les activités massiques sont égales à 0,01 Bq/kg frais dans le Puy-de-Dôme et 0,05 Bq/kg frais dans les Vosges.

Le ⁹⁰Sr dans les céréales

La synthèse des données acquises montre que l'activité massique du ⁹⁰Sr dans les céréales (blé, orge et riz) évolue peu depuis 1998 (Figure 35) et est comprise entre 0,03 et 0,3 Bq/kg frais. Les mesures réalisées dans le cadre de la présente étude dans le Puy-de-Dôme et les Pyrénées-Atlantiques (0,3 et 0,2 Bq/kg frais, respectivement) appartiennent à cet intervalle.

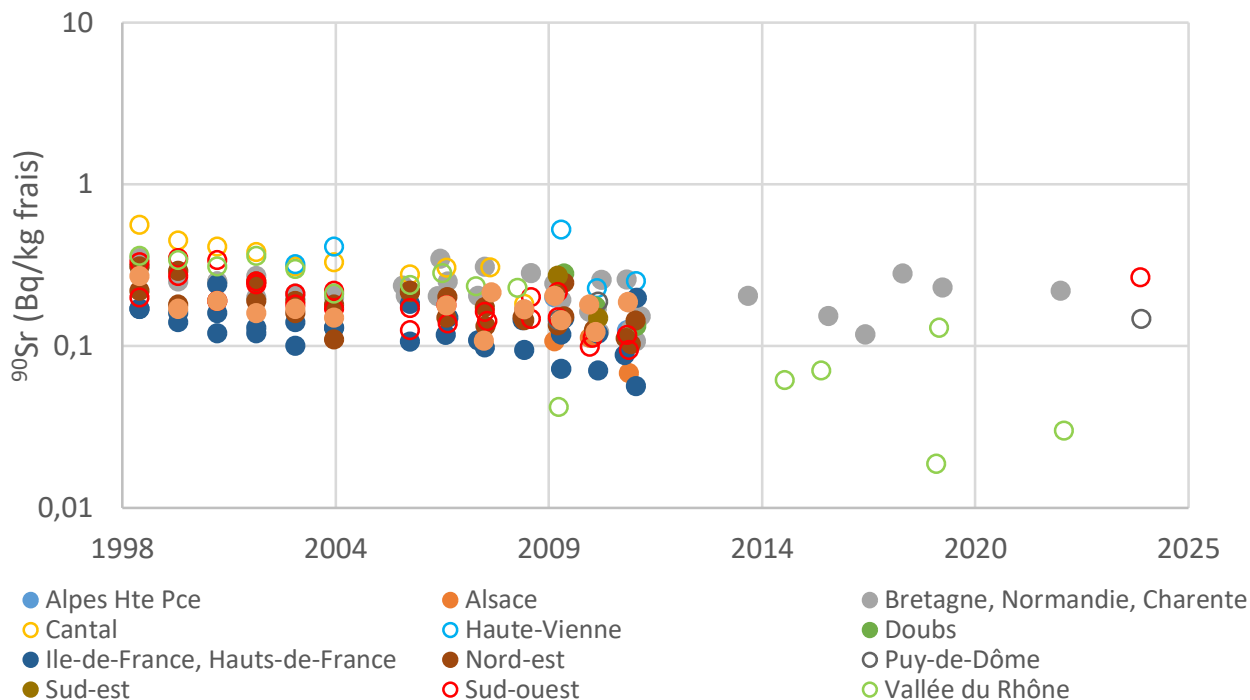


Figure 35 : Evolution temporelle de l'activité massique du ⁹⁰Sr dans le blé, l'orge et le riz de différentes zones du territoire depuis 1981 (en Bq/kg frais).

Le ⁹⁰Sr dans les autres denrées

Les activités massiques du ⁹⁰Sr des légumes-feuilles, des pommes de terre et des pommes mesurées dans le cadre de la présente étude sont du même ordre de grandeur que les activités mesurées dans ces matrices ailleurs en France, depuis une dizaine d'années (Figure

36). La moyenne des activités des fruits et des légumes de la présente étude (0,05 Bq/kg frais) est proche de la moyenne déduite de l'étude du bruit de fond dans l'environnement français, soit 0,11 Bq/kg frais (IRSN, 2022). En outre, les mesures réalisées pour cette étude confirment que les activités massiques de ces denrées ont peu évolué depuis 25 ans.

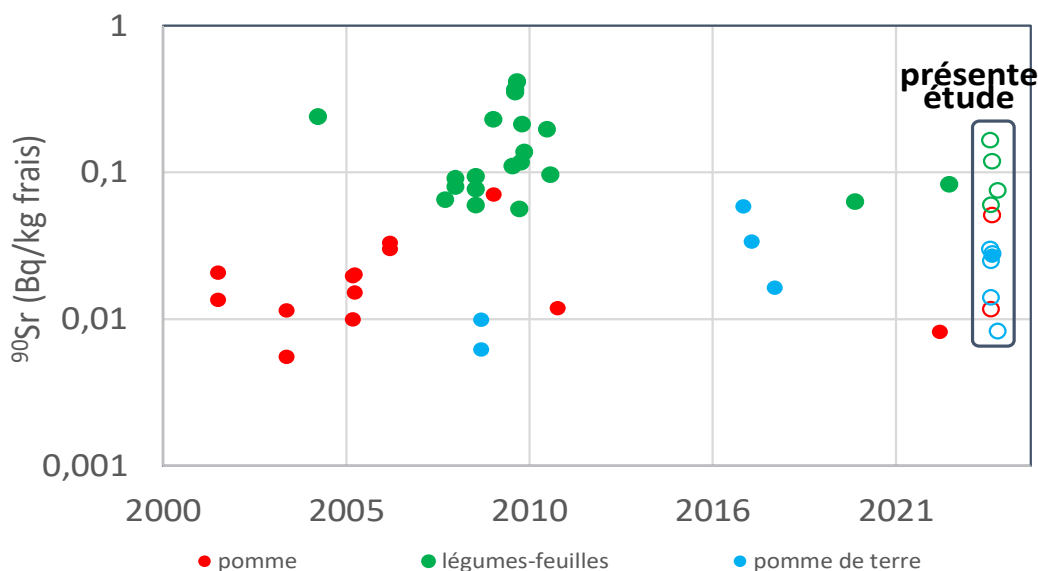


Figure 36 : Evolution temporelle de l'activité massique du ⁹⁰Sr dans les denrées végétales (pomme, légumes-feuilles et pomme de terre) de différentes zones du territoire (en Bq/kg frais). Les résultats de l'étude de la rémanence 2026 sont symbolisés par des ronds vides.

Les transuraniens

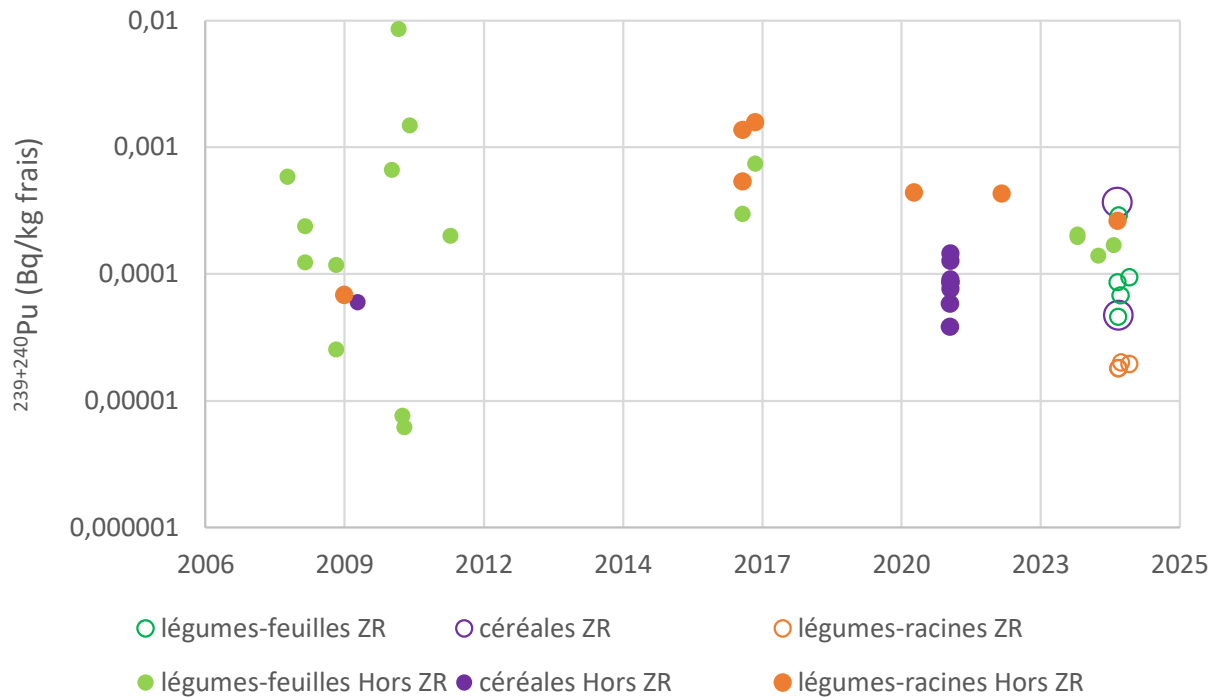


Figure 37 : Evolution temporelle de l'activité massique du $^{239+240}\text{Pu}$ dans les denrées végétales prélevées dans les zones d'étude de la rémanence élevée (blé, légumes-feuilles et pommes de terre) et hors de ces zones (céréales, légumes-feuilles et légumes-racines) (en Bq/kg frais).

En raison des très faibles intensités de transfert qui caractérisent les transuraniens et de la faible teneur des sols en plutonium (voir paragraphe 3.1), l'activité massique du $^{239+240}\text{Pu}$ dans les denrées est très faible, même dans les zones de rémanence élevée. L'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ des échantillons de blé (0,000047 et 0,00037 Bq/kg frais) est proche de la fourchette des mesures issues d'autres zones du territoire (0,000038 à 0,00015 Bq/kg frais) (Figure 37). Les activités massiques du $^{239+240}\text{Pu}$ des légumes-feuilles mesurées à l'échelle du pays sont caractérisées par une variabilité très forte (0,000015 à 0,1 Bq/kg frais), sans qu'il soit possible de relier cette variabilité à la région d'origine ou à une variété de légumes-feuilles (IRSN, 2022). Les activités du $^{239+240}\text{Pu}$ dans ce type de denrées produites dans les zones de rémanence élevée étudiées (0,000046 à 0,00029 Bq/kg frais) sont comprises dans

cette gamme de variabilité. Enfin, l'activité massique du $^{239+240}\text{Pu}$ des pommes de terre prélevées dans les zones de rémanence élevée (0,000018 à 0,00026 Bq/kg frais) est plus faible que celle des légumes-racines, à l'échelle du pays (0,000068 à 0,0016 Bq/kg frais).

Synthèse des observations réalisées dans les denrées

Les Figures 38 et 39 synthétisent l'ensemble des résultats de mesures de ^{137}Cs et de ^{90}Sr réalisées dans les productions agricoles, les champignons et le gibier des zones étudiées (= zones de rémanence élevée) et les comparent aux mesures les plus récentes issues d'autres zones du territoire (= hors zones de rémanence élevée).

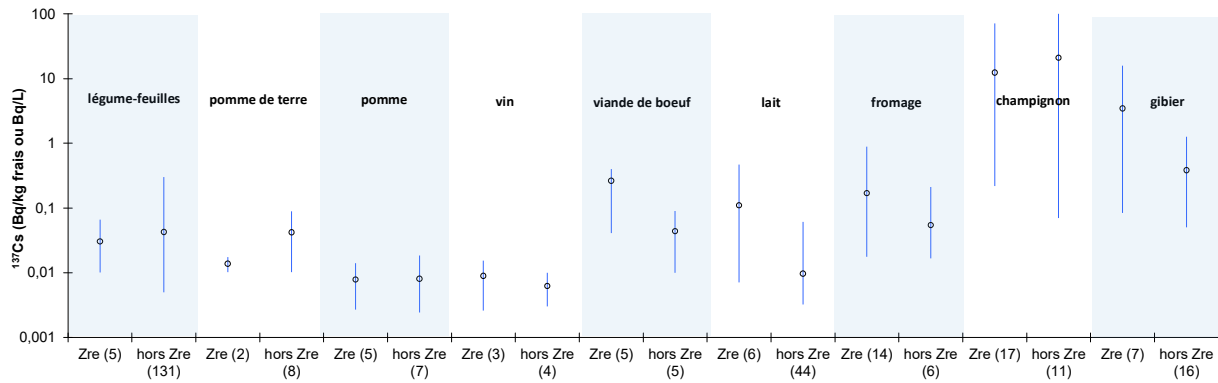


Figure 38 : Comparaison de l'activité massique ou volumique du ¹³⁷Cs (valeur minimale, maximale et moyenne exprimées en Bq/kg frais ou en Bq/L) des denrées provenant de la présente étude des zones de rémanence élevée (ZRE) et en dehors de celles-ci (hors ZRE). Entre parenthèses, nombre de mesures significatives. Pour pallier le manque de mesures du ¹³⁷Cs dans les fromages, les mesures de la précédente étude des zones de rémanence (IRSN, 2016) ont été ajoutées à cette figure.

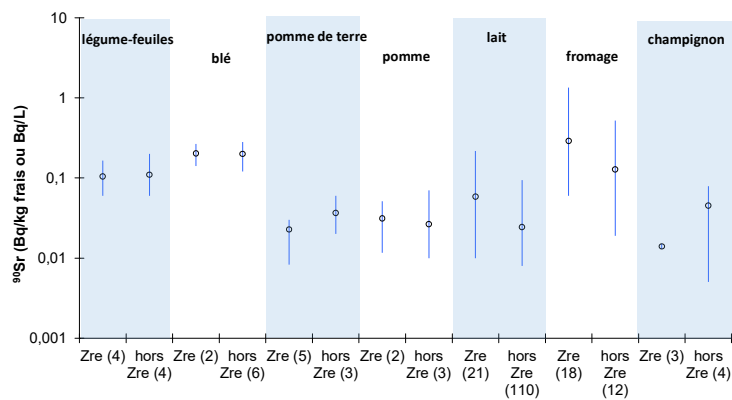


Figure 39 : Comparaison de l'activité massique ou volumique du ⁹⁰Sr (valeur minimale, maximale et moyenne exprimées en Bq/kg frais ou en Bq/L) des denrées provenant de la présente étude des zones de rémanence élevée (ZRE) et en dehors de celles-ci (hors Zre). Entre parenthèses, nombre de mesures significatives. Pour pallier le manque de mesures du ⁹⁰Sr dans les fromages, les mesures de la précédente étude des zones de rémanence (IRSN, 2016) ont été ajoutées à cette figure.

Les activités massiques ou volumiques moyennes de ¹³⁷Cs dans les cultures végétales (légumes-feuilles, pommes de terre, pommes et vin) issues des zones de rémanence élevée sont très proches de celles provenant du reste du pays (Figure 38). On note également que les gammes de variabilité des concentrations mesurées sont très importantes. Ces deux observations sont liées et résultent de la variabilité des pratiques culturales, notamment de l'utilisation d'engrais potassiques qui influence l'intensité du transfert racinaire du césium. Dans le cas du blé, l'unique valeur acquise en zone de rémanence élevée (0,009 Bq/kg frais, dans le Pyrénées-Atlantiques) permet seulement de conclure que cette valeur se trouve dans la gamme de variabilité des mesures faites en France (0,006 à 0,4 Bq/kg frais).

En revanche, l'écart des activités en ¹³⁷Cs entre les zones de rémanence élevée et le reste du pays est bien visible pour la viande bœuf, le lait et les fromages issus des zones de prairie, en raison d'une moindre influence des pratiques culturales. C'est aussi le cas de la viande de gibier avec un écart d'un facteur 10 entre les zones de rémanence élevée et le reste du pays. Ces observations confirment les conclusions des études précédentes (IRSN, 2016 ; IRSN, 2022). Dans le cas

des champignons, les deux moyennes (ZRE et hors ZRE) sont très proches.

Pour le ⁹⁰Sr (Figure 39), un constat similaire au cas du ¹³⁷Cs peut être fait et pour les mêmes raisons : des concentrations voisines sont observées entre les ZRE et le reste du pays pour les denrées végétales (dans ce cas, c'est l'utilisation d'engrais riches en calcium qui est en cause), des écarts nets mais de moindre amplitude sont observés entre ces deux zones géographiques pour le lait (un facteur deux) et les fromages (un facteur deux), avec notamment une activité massique moyenne en ⁹⁰Sr de 0,3 Bq/kg frais qui fait du fromage des zones de rémanence élevée la denrée la plus marquée par ce radionucléide.

4. Exposition de la population

Les radionucléides rémanents des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sont à l'origine de deux voies d'exposition de la population, essentiellement : une exposition externe au rayonnement émis par le ^{137}Cs présent dans les sols et une exposition par ingestion de denrées. En effet, les très faibles concentrations de ces radionucléides aujourd'hui présents dans l'air induisent des expositions, externe et par inhalation, tout à fait négligeables. Il en est de même de l'exposition externe aux radionucléides présents dans les sols²⁷ autres que le ^{137}Cs .

Estimer les doses par ingestion nécessite de disposer d'un nombre statistiquement suffisant de résultats de mesures pour chacune des catégories de denrées de la ration alimentaire. Réestimer les doses reçues par ingestion n'était pas l'objectif de la présente étude dont le but est d'actualiser la connaissance de l'état radiologique de l'environnement dans les zones du territoire les plus touchées par les retombées anciennes. Toutefois, les concentrations mesurées fournissent des éléments de comparaison avec celles qui ont été utilisées précédemment par l'IRSN et l'ASNR pour calculer les doses (IRSN, 2022 ; IRSN, 2024 ; ASNR, 2025).

Les résultats des mesures *in situ* de débit d'équivalent de dose, effectuées dans le cadre de cette étude (Tableau A13 en annexe), permettent d'estimer les doses efficaces annuelles correspondantes puis de les comparer aux évaluations faites précédemment (ASNR, 2025). Ces mesures présentent notamment l'intérêt d'avoir été réalisées dans certaines parties du territoire plus fortement touchées par les retombées anciennes et qui n'avaient jamais fait l'objet de mesures de ce type auparavant.

²⁷ Hormis le ^{137}Cs , les autres radionucléides artificiels présents dans les sols sont soit des émetteurs gamma de faibles énergies (cas de l' ^{241}Am), soit ne sont pas des émetteurs gamma. L'exposition externe au rayonnement bêta du ^{90}Sr est également négligeable au regard de celle due au ^{137}Cs , notamment sur les zones de rémanence élevée.

²⁸ Le débit de dose à l'intérieur d'une construction entourée d'un sol contaminé est plus faible que celui mesuré 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

4.1. EVALUATION DE LA DOSE PAR EXPOSITION EXTERNE AU RAYONNEMENT EMIS PAR LE ^{137}Cs PRESENT DANS LES SOLS

Le Tableau 6 présente des estimations de doses efficaces annuelles basées sur les mesures de débits de dose effectuées hors espaces boisés dans le cadre de l'étude de la rémanence 2026 (Tableau A13, en annexe), pour des adultes passant 8 heures par jour à l'extérieur et dont l'habitation de plain-pied est en matériaux légers²⁸. Pour les zones de rémanence de l'Est du pays étudiées (Vosges, Vallée du Rhône et Corse), ces doses, qui vont de 10 à 36 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ ²⁹, sont tout à fait concordantes avec celles estimées en 2022 par l'IRSN, à partir de mesures d'activités massiques de sols acquises entre 2008 et 2018 avec les mêmes hypothèses de calcul, et qui étaient comprises entre 19 et 36 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Sur ces portions du territoire, ces doses sont essentiellement dues au ^{137}Cs rémanent des retombées de l'accident de Tchernobyl. Ces estimations sont représentatives des doses externes les plus élevées susceptibles d'être reçues en France du fait du rayonnement émis par le ^{137}Cs présent dans les sols : elles concernent des personnes résidant dans les zones les plus touchées de l'Est du pays, habitant dans des constructions en matériaux légers (en bois, par exemple), entourées de sols non-remaniés depuis l'accident de Tchernobyl et passant 1/3 de leur temps à l'extérieur.

Mais, pour la majeure partie de la population résidant sur ces zones de rémanence élevée en milieu urbain, entourée de surfaces artificielles et ne passant que 3 h/j en extérieur, les doses efficaces externes ont été estimées comme étant de l'ordre de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (ASNR, 2025) ; ces doses résulteraient majoritairement de la fréquentation de parcs urbains ou de séjours de villégiature en milieu rural. Ces évaluations ont été confortées par trois des résultats acquis dans le cadre de l'étude de la rémanence 2026. Ainsi, les deux débits de doses mesurés en milieu urbain sur des surfaces artificielles ont été de 0,1 nSv/h et celui réalisé dans un parc urbain a été de 1,7 nSv/h. Sur la base de ces résultats, une personne passant 3 h/j en extérieur dont

rayonnement provenant de l'extérieur. Le paramètre qui rend compte de cette réduction du débit de dose apportée par la construction pour les évaluations de dose externe est le facteur de protection. 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-Ohuchia et al., 2019).

²⁹ Les débits d'équivalent de dose mesurés en forêt (Vallée du Rhône : 8-10 nSv/h) n'ont pas été retenus dans les estimations. Les sites sur lesquels ont été mesurés ces débits de dose ne permettaient pas d'y installer une quelconque construction.

1,5 h/j dans le parc, recevrait une dose efficace externe annuelle de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, dont 90% résulterait de la fréquentation du parc.

Tableau 6 : Evaluation de la dose consécutive à l'exposition externe au dépôt de ^{137}Cs dans les sols pour des personnes vivant en milieu rural ou en milieu urbain (en $\mu\text{Sv}/\text{an}$), réalisée à partir des mesures d'équivalent de dose de ce radionucléide (en nSv/h) des différentes zones de rémanence étudiées ; les débits d'équivalent de dose mesurés en forêt (Vallée du Rhône : 8-10 nSv/h) n'ont pas été retenus dans les estimations ci-dessous.

Zones du territoire	Débit d'équivalent de dose ^{137}Cs – valeurs moyennes (en nSv/h)	Exposition externe ^{137}Cs (en $\mu\text{Sv}/\text{an}$)
Milieu rural (Zones de rémanence élevée de l'Est)	2 à 7	10 à 36
Milieu rural (Zones de rémanence élevée du centre et de l'Ouest)	2	10
Milieu urbain (Zones de rémanence élevée)	0,1 à 1,7	1

Dans les zones d'études situées plus à l'Ouest (Puy-de-Dôme et Pyrénées-Atlantiques), dans lesquelles le

^{137}Cs a majoritairement pour origine les retombées des essais nucléaires, l'exposition moyenne est estimée autour de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Dans ces zones, les débits d'équivalent de dose les plus élevées sont mesurées en altitude. L'exposition annuelle atteint 60 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ à 1000-1200 mètres d'altitude. Cette valeur est égale à la moyenne estimée par l'IRSN en 2022 sur la base d'activités massiques de sols de prairie d'altitude des Pyrénées.

4.2. CONSOLIDATION DES ESTIMATIONS DE DOSES EFFICACES ANNUELLES REÇUES PAR INGESTION

Les doses efficaces annuelles potentielles³⁰, liées à l'ingestion de denrées marquées par les retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sur la base des résultats de mesures acquis sur la période 2008-2018 (IRSN, 2022), ont été estimées à 3,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ en moyenne pour les adultes qui résident dans les zones de rémanence (hors consommation de champignons sauvages). Cette dose est due à parts quasi-égales au ^{90}Sr (1,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$) et au ^{14}C (valeur majorante de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$) provenant des retombées des essais nucléaires, ainsi qu'au ^{137}Cs (1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$) résultant majoritairement des retombées de l'accident de Tchernobyl.

Le Tableau 7 compare les activités massiques de ^{137}Cs ayant été utilisées pour estimer ces doses, avec celles mesurées dans le cadre de la présente étude. Pour le lait, les fromages et la viande de bœuf, les valeurs les plus élevées mesurées dans la présente étude sont du même niveau (cas du lait) ou inférieures (de 2 fois pour le fromage et de 3 fois pour le bœuf) à celles retenues dans l'étude de 2022, suggérant ainsi que la dose par ingestion de ^{137}Cs évaluée en ZRE à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ en 2022 (hors consommation de champignons sauvages) serait une surestimation des doses effectivement reçues.

³⁰ Le caractère potentiel résulte du fait que l'on suppose que le lait, les fromages et la viande consommés proviennent entièrement des zones de rémanence, ce qui peut ne pas être le cas.

Tableau 7 : Comparaison entre les activités massiques ou volumique de ^{137}Cs retenues pour évaluer les doses par ingestion en 2022 à partir des données de la période 2008-2018 et celles mesurées dans l'étude de la rémanence de 2026 (en Bq/kg frais ou Bq/L).

^{137}Cs (Bq/kg frais ou Bq/L)	Rapport IRSN-2022		étude rémanence 2026	
	Hors ZRE	ZRE	Moyennes ZRE	Max. ZRE
Lait	0,03	0,54	0,12	0,5
Fromage	0,04	0,43	0,07	0,2
Bœuf	0,07	1,7	0,25	0,5
Pomme de terre	0,03		0,015	0,02
Légumes-feuilles	0,03		0,033	0,07
Fruits	0,03		0,0063	0,009
Blé (céréales)	0,05		0,01	
Champignons	16	94	12,5	71
Gibiers	2	55	3,5	16

Les doses efficaces résultant de la consommation de champignons sauvages et de viande de gibier ont été récemment évaluées par l'ASNR (ASNR, 2025), en distinguant plusieurs catégories de consommateurs et notamment ceux qui en consomment occasionnellement (1 à 2 fois par mois, soit 5 kg/an de champignons et 5 kg/an de gibier) et ceux qui en consomment régulièrement (1 à 2 fois par semaine, soit 21 kg/an de chaque).

Une consommation occasionnelle de ces denrées aux concentrations moyennes mesurées dans la présente étude (activité massique du ^{137}Cs de 12,5 Bq/kg frais pour les champignons et 3,5 Bq/kg frais pour la viande de gibier) conduirait à une dose de l'ordre de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, soit du même ordre que celle résultant de l'ingestion de toutes les autres denrées durant l'année. Une même consommation occasionnelle appliquée aux concentrations maximales mesurées dans cette étude (71 Bq/kg frais et 16 Bq/kg frais respectivement) conduirait à une dose de 5 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Enfin, une consommation fréquente (2 fois par semaine), aux activités maximales mesurées, induirait une dose de 24 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Dans le cas du ^{90}Sr , l'étude de 2022 n'avait pas permis de distinguer les concentrations de ce radionucléide dans les denrées issues de zones de rémanence élevée de celles des denrées produites sur le reste du territoire. Le Tableau 8 montre que les concentrations moyennes de ^{90}Sr en ZRE issues de la présente étude sont proches des concentrations retenues en 2022 pour la

France entière. C'est le cas pour le lait, le fromage, les fruits et le blé. Dans le cas des légumes-feuilles et des pommes de terre, les concentrations retenues en 2022 en sont supérieures, d'un facteur 2 et 4. Il en résulte que la dose par ingestion de ^{90}Sr estimée en 2022 à 1,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ est plutôt représentative de la dose en ZRE.

Enfin, les concentrations de ^{90}Sr mesurées en 2024 dans les champignons indiquent que, contrairement au ^{137}Cs , la consommation de ces denrées n'apporte pas de contribution significative à la dose par rapport aux autres denrées consommées.

Les activités massiques mesurées dans le cadre de la présente étude de la rémanence complètent les données acquises ces dernières années et permettent de consolider les estimations de doses moyennes réalisées en 2022 et en 2025. Il est à noter néanmoins que, pour cette étude, les analyses dans les gibiers et dans les champignons n'ont pas fait ressortir d'activités significatives de ^{137}Cs de plusieurs centaines de Becquerel par kilogramme comme dans le précédent constat (IRSN, 2016). Comme indiqué dans le chapitre sur les gibiers, la très grande variabilité spatiale des activités dans le milieu forestier, y compris à l'échelle d'une commune, pourrait conduire dans de futures études à mesurer ponctuellement des activités très importantes dans les denrées de la forêt. Ces activités amèneraient à estimer des doses de l'ordre de plusieurs centaines de $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un scénario de très gros consommateurs de denrées forestières comme présenté dans le rapport de l'IRSN en 2022 (IRSN, 2022) où la dose était estimée à 580 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Tableau 8 : Comparaison entre les activités massiques ou volumique de ^{90}Sr retenues pour évaluer les doses par ingestion en 2022, à partir des données de la période 2008-2018 et celles mesurées dans l'étude de la rémanence de 2026 (en Bq/kg frais ou Bq/L).

^{90}Sr (Bq/kg frais ou Bq/L)	Rapport IRSN-2022	étude rémanence 2026	
		Moyennes ZRE	Max ZRE
	France entière		
Lait	0,04	0,045	0,5
Fromage	0,4	0,27	0,7
Bœuf	0,01	-	-
Pomme de terre	0,11	0,025	0,03
Légumes-feuilles	0,4	0,1	0,2
Fruits	0,05	0,03	0,05
Blé (céréales)	0,17	0,2	0,3
Champignons	-	0,015	0,02

BILAN DE L'ETUDE

Quarante ans après l'accident de Tchernobyl (1986) et la fin des essais nucléaires aériens (années 1950 à 1980), certaines zones du territoire métropolitain témoignent encore de niveaux de radioactivité supérieurs à ceux observés sur le ailleurs en France. Ces zones de rémanence élevée (ZRE) de la radioactivité d'origine artificielle sont situées de manière éparse, principalement sur des reliefs (le Massif-Central, les Pyrénées, le Jura, les Vosges, les Alpes du sud et l'Est de la Corse). Dans le cadre de la présente étude, l'ASNR a entrepris d'actualiser et de compléter les mesures environnementales faites à différentes reprises sur ces zones, dans le but de proposer un état des lieux de la radioactivité artificielle qui y persiste et d'expliquer son évolution dans le temps et sa distribution spatiale. Le ^{137}Cs , provenant à la fois des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl, constitue à ce titre le témoin majeur de la persistance des deux sources des radionucléides artificiels dans l'environnement terrestre. Le ^{90}Sr , les isotopes du plutonium et l' ^{241}Am , quant à eux, sont des marqueurs des retombées des essais aériens.

Une stratégie de prélèvements et de mesures radiologiques a été établie, à partir des connaissances déjà acquises sur les zones de rémanence et sur les niveaux de radioactivité attendus. Ainsi, des zones d'étude ont été ciblées dans les régions potentiellement parmi les plus touchées par les radionucléides artificiels provenant à la fois des retombées des essais des tirs d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, à savoir : les Vosges, l'Alsace, la Vallée du Rhône (Drôme, nord du Vaucluse), le Puy-de-Dôme, l'Est de la Corse, les Alpes-de-Haute-Provence et les Pyrénées-Atlantiques. Des mesures ont été acquises dans les différentes zones d'étude pour renseigner les niveaux de radioactivité artificielle des matrices d'intérêts (sols, herbages, denrées végétales et animales). Au total, 134 échantillons de toute nature ont été prélevés au cours de cette étude pour l'analyse du ^{137}Cs , ainsi que des isotopes du plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$ et ^{238}Pu) et de l' ^{241}Am dans 61 échantillons de sols. L'activité du ^{90}Sr a été mesurée dans 80 échantillons sélectionnés de sols, d'herbages, de lait, de fromages et de denrées. Enfin, 53 mesures *in situ* de l'activité massique du ^{137}Cs et du débit de dose lié à ce radionucléide dans les sols ont été effectuées.

Trois études précédentes, à savoir *le constat radiologique de la radioactivité d'origine artificielle* (IRSN, 2016), *l'étude du bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain* (IRSN, 2022) et *l'actualisation de l'évaluation des conséquences radiologiques en France*

de l'accident de Tchernobyl (ASNR, 2025), donnent des éléments de comparaison nécessaires à la fois pour juger de l'évolution temporelle de la radioactivité artificielle des zones de rémanence et aussi pour comparer les activités des radionucléides artificiels et l'exposition de la population dans les zones de rémanence élevée et en dehors de celles-ci.

De la synthèse des mesures des radionucléides artificiels réalisées dans les différentes zones d'étude retenues, trois points essentiels concernant les activités des sols, celles des denrées et l'exposition de la population à ces radionucléides sont à retenir :

- Les sols des zones de rémanence témoignent d'activités plus élevées que le reste du territoire. Par exemple, l'activité massique moyenne en ^{137}Cs des zones de rémanence élevée est dix fois plus forte que dans la portion Ouest du pays. Les chroniques de l'évolution du ^{137}Cs dans le sol montrent que l'activité de ce radionucléide diminue très lentement dans ce compartiment au cours du temps. Les observations montrent également que le ^{90}Sr est plus mobile que le ^{137}Cs dans les profils de sol, alors que les transuraniens sont peu mobiles dans les sols et que leurs activités massiques restent constantes dans le temps.
- Les mesures effectuées dans les denrées montrent que globalement les gibiers et les champignons provenant des forêts témoignent des activités de ^{137}Cs les plus élevées et les plus variables (plus de deux ordres de grandeur). Les activités de ^{137}Cs des denrées forestières sont de l'ordre de 100 fois supérieures à celles des denrées agricoles. Le transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr aux cultures végétales est effectivement réduit par l'utilisation des engrais potassiques et les amendements de calcium. D'autre part, les activités des denrées provenant des différents types d'environnement (forêt, prairie et culture) sont cohérentes avec les activités dans les sols correspondants. Les chroniques mettent en évidence la diminution au cours du temps de l'activité du ^{137}Cs dans le lait, la viande de bœuf et le vin, ainsi que du ^{90}Sr dans le lait et le fromage.
- Les mesures de débit d'équivalent de dose effectuées dans les différentes zones d'étude permettent d'estimer les doses externes annuelles. Les doses externes varient d'une zone d'étude à une autre, de 10 à 36 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ en milieu rural dans les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl de l'Est du territoire (ZRE des Vosges, de Vallée du Rhône et de l'Est de la Corse). Des valeurs plus faibles sont estimées pour les zones touchées par les retombées des tirs d'armes nucléaires : en moyenne 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, dans le Puy-de-Dôme et les

Pyrénées-Atlantiques. En milieu urbain, les doses externes pour les personnes vivant dans les ZRE sont estimées de l'ordre de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. La consommation des produits de la forêt (gibier et champignons) est à l'origine d'une dose interne variable selon les habitudes de consommation, comprise entre 1 et 24 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (estimée sur la base des activités mesurées dans la présente étude), qui s'ajoute à la dose annuelle liée à l'ingestion des autres denrées des zones de rémanence élevée, estimée à 3,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ dans le rapport de l'IRSN (2022).

Bibliographie

ASNR, 2025. Actualisation de l'évaluation des conséquences radiologiques en France des retombées de l'accident de Tchernobyl, Contamination de l'environnement et exposition de la population- Rapport ASNR n° 2025-00253, 54 p.

Baubet, E., Vassant, J., Brandt, S., Maillard, D., 2008. Connaissances sur la biologie du sanglier : Utilisation de l'espace et régime alimentaire, Colloque Sanglier de Rennes, 59-69.

Brandt, S., Baudel, E., Vassant, J., Servanty, S., 2006. Régime alimentaire du sanglier en milieu forestier de plaine agricole, *Faune Sauvage* 273, 20-26.

Brimo, K., Gonze, M-A, Pourcelot, L. 2019. Long term decrease of ¹³⁷Cs bioavailability in French pastures: results from a 25 years monitoring, *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209, 106029.

Brimo, K., Pourcelot, L., Gonze, M-A, 2021. Evaluation of semi-mechanistic models to predict soil to grass transfer factor of ¹³⁷Cs based on long term observations in French pastures, *Journal of Environmental Radioactivity* 227, 106467.

Calmon, P., Thiry, Y., Zibold, G., Rantavaara, A., Fesenko, S., 2009. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review, *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 757-766.

Corcho-Alvarado, J.A., Balsiger, B., Sahli, H., Astner, M., Byrde, F., Röllin, S., Holzer, R., Mosimann, N., Wüthrich, S., Jakob, A., Burger, M., 2016. Long-term behaviour of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in the environment: Case studies in Switzerland, *Journal of Environmental Radioactivity* 160, 54-63.

De Bertoli, M. C., Gaglione, P., 1969. SNAP plutonium-238 fallout at ISPRA, Italy, *Health Physics* 16, 197-204.

Duffa, C., 2001. Répartition du plutonium et de l'américium dans l'environnement terrestre de la Basse-Vallée du Rhône, Thèse Univ. Aix-Marseille III, 179 p.

Friedli, C., Geering, J.J., Lerch, P., 1991. Some aspects of the behavior of Sr-90 in the environment. *Radiochim. Acta* 52-3, 237-240.

Hardy, E. P., Krey, P. W., Volchok, H. L., 1973, Global inventory and distribution of fallout plutonium. *Nature* 241, 444-445.

IPSN, 1997. Mesure de radioactivité dans deux sangliers des Vosges, lettre IPSN, 2 p.

IPSN, 2002. Etude des retombées de l'accident de Tchernobyl en Corse – Estimation des dépôts de 1986 et état actuel de la contamination des sols, Rapport IRSN 2002-21, 34 p.

IRSN, 2011. Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France à partir des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement, rapport IRSN DEI 2011-01, disponible sur le site internet de l'IRSN.

IRSN, 2016. Constat Radiologique Rémanence de la radioactivité d'origine artificiel, rapport de mission IRSN, 127 p.

IRSN, 2022. Le bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain, rapport IRSN 2022-00131, 148 p.

IRSN, 2024. 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 2024-00559, 106 p.

IRSN, 2024. Action GGPE : facteurs de transfert du radiocésium aux produits forestiers dans les forêts européennes revue bibliographique, Pôle Santé-Environnement Rapport IRSN 2024-00102, 123 p.

Krey, P.W., Leifer, R., Benson, W.K., Dietz, L.A., Hendrikson, H.C., Coluzza, J.L., 1979. Atmospheric burnup of the Cosmos-954 reactor. *Science* 205, 583-585.

Leifer, R., Juzdan, Z.R., Kelly, W.R., Fasset, J.D., Eberhardt, K.R., 1987. Detection of uranium from Cosmos-1402 in the stratosphere. *Science* 238, 512-514.

Le Roux, G., Pourcelot, L., Masson, O., Duffa, C., Vray, F., Renaud, P., 2008. Use of inventories of natural and artificial radionuclides in soils to estimate total aerosols deposition and origin in French mountains. *Atmospheric Environment* 42, 1517-1524.

Le Roux, G., Duffa, C., Vray, F., Renaud, P., 2010. 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.

Meusburger, T., Lettner, H., Hubmer, A., Hörger A.C., Friedl, G., Tippelt, G., Marbach, M., 2023. Effective half-lives for ¹³⁷Cs in dairy milk from alpine ecosystems and the controlling factors. *Journal of Environmental Radioactivity* 259-260, 107102.

Mück, K., 2003. Sustainability of radiologically contaminated territories, *Journal of Environmental Radioactivity* 65, 109-130.

NF EN ISO 18589-7 Mesurage de la radioactivité dans l'environnement - Sol - Partie 7 : Mesurage in-situ des radionucléides émetteurs gamma, norme NF EN ISO 18589-7, 29 juillet 2016.

Perkins, R. W., Thomas, C. W., 1980, Worldwide Fallout. Pages 53-82 in W. C. Hanson editor. "Transuranic elements in the environment", U.S. DOE, USA.

Pourcelot, L., Louvat, D., Gauthier-Lafaye, F., Stille, P., 2003. Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas. *Journal of Environmental Radioactivity* 68, 215-233.

Renaud, Ph., Champion, D., 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 p. ISBN 978-2-7430-1027-0. 2007.

Renaud, P., Pourcelot, L., Métivier, J.-M., Morello, M., 2003. Mapping of ^{137}Cs deposition over eastern France 16 years after the Chernobyl accident. *Science of the Total Environment* 309, 257-264.

Roussel-Debet, S., Renaud, P., Métivier, J.-M., 2007. ^{137}Cs in French soils: Deposition patterns and 15-year evolution. *Science of the Total Environment* 374, 388-398.

Strebl, F., Tataruch, F., 2007. Time trends (1986-2003) of radiocesium transfer to roe deer and wild boar in two Austrian forest regions. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 137-152.

Yoshida-Ohuchia, H., Matsudab, N., 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, 105810.



ANNEXES



ANNEXE 1 - METHODES DE PRELEVEMENTS ET DE TRAITEMENT DES ECHANTILLONS

Méthodes de prélèvements des échantillons

Sols

Sur chaque point de prélèvement, trois carottes de sols sont prélevées à l'aide d'un carottier en acier de 80 mm de diamètre, à des profondeurs variables d'un site à l'autre. La profondeur de prélèvement des sols dépend de la limite de pénétration du carottier à l'approche de la roche mère.

Le prélèvement de trois carottes de sol permet d'obtenir une bonne représentativité des résultats, dans le cas des terrains les plus contaminés présentant souvent une répartition très hétérogène de la radioactivité déposée. De plus, ce mode de prélèvement permet d'obtenir suffisamment de matière pour réaliser l'ensemble des analyses prévues.

Enfin, la méthodologie employée (prélèvement d'une masse et d'un volume de sol donné) donne accès à la densité apparente du sol.

Des prélèvements des litières sont également effectués dans les zones de forêt, préalablement aux prélèvements des sols, en raclant une surface d'un mètre carré environ à l'aide d'un râteau.

Chaque échantillon de sol est placé dans un sachet plastique, préalablement référencé.

Végétaux de la prairie et denrées végétales

Les végétaux de la prairie sont prélevés sur une surface d'un mètre carré environ, à l'aide d'une cisaille à mains. Les denrées végétales sont récoltées dans les parcelles agricoles, puis placées dans un sac plastique immédiatement obturé.

Produits animaux

Le lait est directement recueilli chez le producteur puis stocké en bidons plastiques référencés. Le fromage est également acheté chez les producteurs. Les échantillons sont conservés dans des glacières (< 4°C) jusqu'au laboratoire.

Les échantillons de gibiers fournis, ainsi que la viande de bœuf achetée chez des bouchers locaux sont acheminés par l'ASNR dans des glacières.

Méthodes de préparation et de conditionnement des échantillons pour les analyses

Sols

Les échantillons sont lyophilisés et pesés après dessiccation. À la suite d'un tamisage destiné à éliminer les particules d'un diamètre supérieur à 2 mm, un broyage est effectué jusqu'à l'obtention d'une poudre, qui permettra de réaliser des échantillons homogènes. Sur les échantillons secs sont effectuées les mesures de radioactivité γ .

Le conditionnement des échantillons est réalisé dans une géométrie adaptée à la mesure en spectrométrie γ . Pour les autres analyses radioactives, les échantillons sont conditionnés dans des sacs en plastique hermétiquement fermés.

Matrices végétales

Les végétaux de la prairie, les fruits et les légumes font d'abord l'objet d'un tri soigneux. Puis, l'ensemble des échantillons végétaux à l'exception du blé et des végétaux de la prairie sont lavés.

Pour la mesure par spectrométrie γ , tous les échantillons des matrices végétales sont séchés, puis le résidu sec est incinéré. À la sortie du four, les cendres sont pesées, broyées puis conditionnées en géométrie *ad hoc* pour la mesure par spectrométrie γ , ou dans des sacs en plastique pour les autres mesures de radioactivité.

Matrices animales

Le lait, le fromage et la viande de bœuf et de gibier sont séchés puis incinérés. Après incinération, la pesée des cendres est effectuée puis, une partie des cendres est conditionnée en géométrie *ad hoc* pour la mesure par spectrométrie γ et une autre partie est conditionnée en sachet hermétique pour l'analyse de l'activité du ^{90}Sr .

ANNEXE 2 - ECHANTILLONS PRELEVES ET ANALYSES EFFECTUEES

Tableau A1 : Prélèvements de sols et analyses radiologiques effectués dans le cadre de la présente étude de la rémanence de la radioactivité artificielle dans les zones d'étude (ZRE) des Pyrénées-Atlantiques, du Puy-de-Dôme, des Vosges, de la Vallée du Rhône et de l'Est de la Corse.

N°	Zone d'étude	Site de prélèvement	Occupation du sol	Altitude (m)	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Profondeur (cm)	Analyses effectuées
24OSO38-14	Pyrénées-Atlantiques	Oloron Sainte-Marie	Forêt	404	43.14792	-0.67061	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24OSO38-10	Pyrénées-Atlantiques	Oloron Sainte-Marie	Prairie	300	43.13923	-0.68443	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24OSO38-4	Pyrénées-Atlantiques	Oloron Sainte-Marie	Culture	200	43.19642	-0.62705	20	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24OCE39-10	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	Forêt	1130	45.593194	2.892626	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24OCE39-8	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	Prairie	1050	45.58915	2.91849	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24OCE39-13	Puy-de-Dôme	Farges	Culture	880	45.597784	3.018523	20	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24ONE41-8	Vosges	Aubure	Forêt	840	48.2123	7.22264	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24ONE41-4	Vosges	Aubure	Prairie	810	48.20968	7.21543	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24ZRE50-15	Vallée du Rhône	Vinsobres	Forêt	230	44.32283	5.062974	19	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24ZRE50-19	Vallée du Rhône	Mirabel-aux-Baronnies	Friche	260	44.310388	5.105525	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, plutonium, ²⁴¹ Am
24ZRE50-23	Vallée du Rhône	Vaison-la-Romaine	Culture	230	44.240846	5.096697	40	¹³⁷ Cs
25ZRE09-1	Corse	Hippodrome de Tobia	Friche	220	42.238003	9.228534	60	¹³⁷ Cs
25ZRE09-3	Corse	Col de Larone	Friche	618	41.831527	9.276305	29	¹³⁷ Cs
25ZRE09-2	Corse	Pediquarcu	Forêt	110	41.965598	9.364044	30	¹³⁷ Cs
25ZRE09-4	Corse	Argiavara	Forêt	478	41.823514	9.264189	50	¹³⁷ Cs

Tableau A2 : Echantillons de productions agricoles prélevés et analysés dans le cadre de la présente étude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle. TU = transuraniens = $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{238}Pu .

N°	Zone d'étude	Sites de prélèvement	Espèces	Analyses effectuées
24OSO38-1	Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	légume-feuilles	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24OSO38-3	Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	blé	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24OSO38-2	Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	pomme de terre	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24OSO38-6	Pyrénées-Atlantiques	Aussevielle	pomme	^{137}Cs , ^{90}Sr
24OSO38-15	Pyrénées-Atlantiques	Gan	vin	^{137}Cs , ^{90}Sr
24ZRE39-1	Puy-de-Dôme	Montaigu	légume-feuilles	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24OCE39-14	Puy-de-Dôme	St-Nectaire	blé	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24OCE39-3	Puy-de-Dôme	Montaigu	pomme de terre	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24OCE39-6	Puy-de-Dôme	Montaigu	pomme	^{137}Cs , ^{90}Sr
24ZRE39-3	Puy-de-Dôme	Nescher	raisin	^{137}Cs
24OCE39-11	Puy-de-Dôme	Besse	viande de bœuf	^{137}Cs
24ONE41-6	Vosges	Fréland	légume-feuilles	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24ONE41-7	Vosges	Fréland	pomme de terre	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24ONE41-3	Vosges	Aubure	pomme	^{137}Cs , ^{90}Sr
18ONE35-1	Vosges	Bergheim	vin	^{137}Cs
24ONE41-12	Vosges	Ste-Croix-aux-Mines	viande de bœuf	^{137}Cs
24ZRE41-6	Alsace	Surbourg	pomme de terre	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24ZRE41-5	Alsace	Steinseltz	pomme	^{137}Cs
24ZRE41-4	Alsace	Surbourg	viande de bœuf	^{137}Cs
24ZRE50-16	Vallée du Rhône	Beaumont-du-Ventoux	légume-feuilles	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24ZRE50-17	Vallée du Rhône	Beaumont-du-Ventoux	pomme de terre	^{137}Cs , ^{90}Sr , TU
24ZRE50-18	Vallée du Rhône	Beaumont-du-Ventoux	pomme	^{137}Cs
23ZRE35-1	Vallée du Rhône	Beaumont-du-Ventoux	vin	^{137}Cs

Tableau A3 : Echantillons d'herbe, de lait et de fromage prélevés dans le cadre de l'étude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle.

N°	Zone d'étude	Sites de prélèvement	Espèces	Analyses effectuées
OSO38-11	Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	Herbe de prairie	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
OSO38-9	Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	Lait de vache	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
OSO38-8	Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	Tomme de vache	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
OCE39-7	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	Herbe de prairie	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
OCE39-4	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	Lait de vache	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
OCE39-5	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	St-Nectaire	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
ONE41-5	Vosges	Aubure	Herbe de prairie	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
ONE41-1	Vosges	Aubure	Lait de vache	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
ONE41-2	Vosges	Aubure	Tomme de vache	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
ZRE50-22	Vallée du Rhône	Beaumont-du-Ventoux	Herbe de prairie	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
ZRE50-20	Vallée du Rhône	Beaumont-du-Ventoux	Lait de vache	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
ZRE50-21	Vallée du Rhône	Beaumont-du-Ventoux	Fromage de chèvre	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
ZRE21-5	Corse	Casabianda	Herbe de prairie	¹³⁷ Cs
ZRE21-6	Corse	Casabianda	Lait de brebis	¹³⁷ Cs

Tableau A4 : Echantillons de champignons prélevés dans le cadre de l'étude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle.

Zone d'étude	Sites de prélèvement	Nombre d'échantillons	Espèces
Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	3	Girolles, trompettes- de-la-mort
Puy-de-Dôme	Beaune-le-froid	1	Bolets
Vosges	Aubure, Hurbache	4	Bolets, lactaires, chanterelles
Alsace	Haguenau	2	Bolets, lactaires
Vallée du Rhône	Vaison-la-Romaine, Dieulefit	6	Bolets, lactaires, chanterelles

Tableau A5 : Echantillons de gibiers prélevés dans le cadre de l'étude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle.

Zone d'étude	Site de prélèvement	Année	Nombre d'échantillons	Espèces
Pyénées-Atlantiques	Gan	2024	1	sanglier
Puy-de-Dôme	Le Broc	2024	1	sanglier
Vosges	Menil-de-Senones	2023, 2024	3	cerf, chevreuil, sanglier
Drôme	Dieulefit	2024	1	sanglier

Tableau A6 : Localisation des sites de mesures *in situ* du ¹³⁷Cs dans le cadre de l'étude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle.

Zone d'étude	Site de mesure	Occupation sol	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Altitude (m)
Vosges	Etival	prairie	48,37016	6,891717	350
Vosges	Hurbache	prairie	48,34619	6,93174	330
Vosges	Robache	prairie	48,31017	6,94909	409
Vosges	Aubure	forêt	48,21231	7,22202	851
Vosges	Aubure	prairie	48,21214	7,220692	836
Vosges	Ste-Marie-aux-Mines	prairie	48,2412	7,217463	641
Vosges	Aubure	prairie	48,19373	7,213382	837
Vallée Rhône	Dieulefit	prairie	44,5338097	5,0430083	395
Vallée Rhône	Dieulefit	culture	44,5353394	5,03844364	386
Vallée Rhône	Dieulefit	prairie	44,5196419	4,9706006	320
Vallée Rhône	Dieulefit	prairie	44,5341187	5,01580706	339
Vallée Rhône	Dieulefit	prairie	44,5173225	5,0448813	372
Vallée Rhône	Dieulefit	prairie	44,4989319	5,1158853	499
Vallée Rhône	Dieulefit	prairie	44,5522919	5,0946193	511
Vallée Rhône	Mirabel-aux-Baronnies	prairie	44,3105621	5,1064854	263
Vallée Rhône	Mirabel-aux-Baronnies	forêt	44,2882996	5,0729656	403
Vallée Rhône	Mirabel-aux-Baronnies	forêt	44,2883415	5,0770345	384
Vallée Rhône	Mirabel-aux-Baronnies	prairie	44,28838	5,077063	383
Vallée Rhône	Vinsobres	forêt	44,3193932	5,0581264	238
Vallée Rhône	Vinsobres	prairie	44,3219414	5,0722651	218
Vallée Rhône	Vaison-la-Romaine	prairie	44,2602348	5,0633378	265
Vallée Rhône	Vaison-la-Romaine	vigne	44,2405891	5,096396	231
Corse	hippodrome Tobia	maquis	42,2382011	9,2281265	227
Corse	Quenza	forêt	41,8235435	9,2640705	489
Corse	Zonza	maquis	41,7961769	9,2239695	1215
Corse	Ventiseri	forêt	41,965744	9,3639965	117
Corse	Solaro	maquis	41,897892	9,3600464	180
Corse	Zonza	maquis	41,7596588	9,183814	835
Corse	Quenza	maquis	41,8315201	9,2762251	624

Tableau A6 (suite) : Localisation des sites de mesures *in situ* du ¹³⁷Cs dans le cadre de l'étude de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle.

Zone d'étude	Site de mesure	Occupation sol	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Altitude (m)
Alsace	Surbourg	prairie	48,90839	7,829454	161
Alsace	Surbourg	forêt	48,88426	7,879896	145
Alsace	Lembach	prairie	49,0002	7,977388	242
Alsace	Mitschdorf	prairie	48,95746	7,787434	229
Alsace	Lampertschloch	prairie	48,96411	7,816419	238
Alsace	Lobsann	prairie	48,95828	7,843011	204
Alsace	Preuschdorf	prairie	48,94054	7,810494	162
Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	prairie	44,5891609	2,9184675	1042
Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	forêt	45,593194	2,892626	1173
Puy-de-Dôme	St-Nectaire-Farges	culture	45,5983238	3,0190299	889
Puy-de-Dôme	Col Croix-St-Robert	prairie	45,564915	2,834095	1456
Puy-de-Dôme	Champeix	prairie	45,5963593	3,1235376	525
Puy-de-Dôme	Besse	prairie	45,4917145	2,8647056	1236
Puy-de-Dôme	Le-Mont-Dore	prairie	45,579352	2,79601	1162
Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	prairie	43,13923	-0,68443	290
Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	forêt	43,14792	-0,67061	400
Pyrénées-Atlantiques	Oloron-Sainte-Marie	culture	43,199922	-0,635289	275
Pyrénées-Atlantiques	Col de Lie	prairie	43,060202	-0,692576	658
Pyrénées-Atlantiques	Plateau de Chousse	culture	43,01285	-0,7477	936
Pyrénées-Atlantiques	Osse et Aspe	prairie	43,0054	-0,615668	613
Pyrénées-Atlantiques	Lescun	prairie	42,930452	-0,640911	900

ANNEXE 3 - RESULTATS DES ANALYSES RADIOLOGIQUES

Tableau A7 : Activité massique en ¹³⁷Cs et en ⁹⁰Sr dans les sols (en Bq/kg sec). n.m. non-mesuré.

N°	Site de prélèvement	prof. (cm)	¹³⁷ Cs (Bq/kg sec)	⁹⁰ Sr (Bq/kg sec)
F24OCE39-8	Beaune-le-Froid	0-5	12±0,9	2,7±0,5
F24OCE39-8		5-10	13±1	2,6±0,5
F24OCE39-8		10-20	10±0,9	2,4±0,4
F24OCE39-8		20-30	2,6±0,2	1,6±0,3
F24OCE39-8		30-40	0,8±0,2	<1,6
F24OCE39-8		40-50	0,7±0,2	<1,5
F24OCE39-10	Beaune-le-Froid	litière	18±1,2	21±3,5
F24OCE39-10		0-5	52±3,7	14±2,1
F24OCE39-10		5-10	30±2,2	3,7±0,1
F24OCE39-10		10-20	7±0,7	1,7±0,3
F24OCE39-10		20-30	3,0±0,4	0,7±0,2
F24OCE39-10		30-40	2,6±0,3	0,9±0,2
F24OCE39-10		40-50	1,4±0,3	1,3±0,3
F24OCE39-13	St-Nectaire	0-20	5,2±0,5	1,0±0,6
F24ONE41-4	Aubure	0-5	53±3,7	4,0±1,0
F24ONE41-4		5-10	34±2,4	2,1±0,6
F24ONE41-4		10-20	8,3±0,7	1,7±0,5
F24ONE41-4		20-30	2,8±0,3	1,6±0,6
F24ONE41-4		30-40	1,4±0,2	1,4±0,6
F24ONE41-4		40-50	0,8±0,2	0,7±0,5
F24OCE39-10	Aubure	litière	17±1,3	12±2,3
F24OCE39-10		0-5	57±4,1	9,3±1,7
F24OCE39-10		5-10	49±3,5	11±2,1
F24OCE39-10		10-20	23±1,7	4,6±1,0
F24OCE39-10		20-30	9,5±0,8	1,4±0,5
F24OCE39-10		30-40	8,1±0,6	1,0±0,4
F24OCE39-10		40-50	3,4±0,3	0,7±0,4
F24ZRE50-19	Mirabel-aux-	0-10	25±1,9	<0,4
F24ZRE50-19	Baronnies	10-20	25±1,9	<0,4
F24ZRE50-19		20-30	3,6±0,4	<0,5
F24ZRE50-19		30-40	2,9±0,3	0,5±0,3
F24ZRE50-19		40-50	1,0±0,2	n.m.

Tableau A7 (suite) : Activité massique en ¹³⁷Cs et en ⁹⁰Sr dans les sols (en Bq/kg sec). n.m. non-mesuré.

N°	Site de prélèvement	prof. (cm)	¹³⁷ Cs (Bq/kg sec)	⁹⁰ Sr (Bq/kg sec)
F24ZRE50-15	Vinsobres	litière	53±3,6	4,7±1,0
F24ZRE50-15		0-5	133±9	4,4±1,0
F24ZRE50-15		5-10	54±3,9	3,8±0,9
F24ZRE50-15		10-19,5	23±1,7	3,2±0,8
F24ZRE50-23	Vaison	0-10	9,6±0,8	n.m.
F24ZRE50-23		10-40	9,5±0,8	n.m.
F24OSO38-10		40-50	<0,3	0,8±0,3
F24OSO38-14	Oloron-Ste-Marie	litière	4,3±0,3	12±1,9
F24OSO38-14		0-5	16±1,4	0,6±0,3
F24OSO38-14		5-10	13±1,1	0,6±0,2
F24OSO38-14		10-20	8,7±0,8	<0,7
F24OSO38-14		20-30	3,5±0,4	0,6±0,3
F24OSO38-14		30-40	1,5±0,2	1,5±0,3
F24OSO38-14		40-50	0,6±0,2	1,0±0,3
F25ZRE09-1	Tobia	0-5	21±1,6	n.m.
F25ZRE09-1		5-10	17±1,2	n.m.
F25ZRE09-1		10-20	8,2±0,7	n.m.
F25ZRE09-1		20-30	1,8±0,2	n.m.
F25ZRE09-1		30-40	0,6±0,2	n.m.
F25ZRE09-1		40-50	0,3±0,2	n.m.
F25ZRE09-1		50-60	0,3±0,1	n.m.
F25ZRE09-2	Pediquarcui	litière	21±1,5	n.m.
F25ZRE09-2		0-10	60±4,1	n.m.
F25ZRE09-2		10-20	6,5±0,6	n.m.
F25ZRE09-2		20-30	1,5±0,2	n.m.
F25ZRE09-3	col de Larone	0-5	26±1,9	n.m.
F25ZRE09-3		5-10	24±1,8	n.m.
F25ZRE09-3		10-20	25±1,9	n.m.
F25ZRE09-3		20-30	3,8±0,4	n.m.
F25ZRE09-4	Argiavara	litière	4,9±0,3	n.m.
F25ZRE09-4		0-5	40±2,9	n.m.
F25ZRE09-4		5-10	30±2,2	n.m.
F25ZRE09-4		10-20	11±0,9	n.m.
F25ZRE09-4		20-30	3,6±0,4	n.m.
F25ZRE09-4		30-40	1,4±0,2	n.m.
F25ZRE09-4		40-50	1,1±0,2	n.m.

Tableau A7 (suite) : Activité massique en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans les sols (en Bq/kg sec). n.m. non-mesuré

N°	Site prélèvement	de prof. (cm)	^{137}Cs (Bq/kg sec)	^{90}Sr (Bq/kg sec)
F23OAP45-1	Ongles	0-5	20±1,4	n.m.
F23OAP45-1		5-10	18±1,2	n.m.
F23OAP45-1		10-20	10±0,7	n.m.
F23OAP45-1		20-30	3,5±0,3	n.m.
F23OAP45-1		30-40	1,1±0,1	n.m.
F23OAP45-1		40-50	0,4±0,1	n.m.

Tableau A8 : Activité massique des transuraniens ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu et ^{241}Am) dans les sols (en Bq/kg sec). n.m. non-mesuré.

N°	site de prélèvement (occupation sol)	profondeur (cm)	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg sec)	^{241}Am (Bq/kg sec)	^{238}Pu (Bq/kg sec)
24OCE39-8	Beaune-le-Froid	0-5	0,4±0,01	n.m.	0,01±0,001
24OCE39-8	(prairie)	5-10	0,4±0,02	n.m.	0,01±0,002
24OCE39-8		10-20	0,4±0,02	n.m.	0,008±0,002
24OCE39-8		20-30	0,1±0,006	n.m.	0,003±0,0007
24OCE39-8		30-40	0,03±0,004	n.m.	<0,0004
24OCE39-8		40-50	0,02±0,002	n.m.	0,0004±0,0003
24OCE39-10	Beaune-le-Froid	litière	0,1±0,005	0,05±0,04	0,005±0,0004
24OCE39-10	(forêt)	0-5	2,4±0,08	0,8±0,06	0,07±0,004
24OCE39-10		5-10	2,0±0,06	0,9±0,05	0,06±0,004
24OCE39-10		10-20	0,4±0,02	0,1±0,01	0,01±0,001
24OCE39-10		20-30	0,1±0,005	0,05±0,005	0,003±0,0007
24OCE39-10		30-40	0,1±0,005	0,04±0,006	0,002±0,0007
24OCE39-10		40-50	0,06±0,004	0,03±0,004	0,002±0,0007
24OCE39-13	St-Nectaire (culture)	0-10	0,2±0,008	0,08±0,008	0,004±0,0007
24ONE41-4	Aubure	0-5	0,6±0,02	0,2±0,02	0,01±0,002
24ONE41-4	(prairie)	5-10	0,5±0,02	0,2±0,02	0,01±0,002
24ONE41-4		10-20	0,2±0,008	0,09±0,007	0,004±0,001
24ONE41-4		20-30	0,06±0,004	0,03±0,004	0,001±0,0006
24ONE41-4		30-40	0,04±0,003	0,02±0,004	0,0009±0,0005
24ONE41-4		40-50	0,02±0,002	0,009±0,003	0,0006±0,0004
24OCE39-10	Aubure	litière	0,03±0,001	0,02±0,0009	0,0008±0,0001
24OCE39-10	(forêt)	0-5	1,3±0,04	0,5±0,03	0,04±0,002
24OCE39-10		5-10	2,5±0,08	1,1±0,06	0,06±0,005
24OCE39-10		10-20	0,7±0,03	0,3±0,02	0,02±0,002
24OCE39-10		20-30	0,1±0,006	0,05±0,005	0,002±0,0007
24OCE39-10		30-40	0,07±0,005	0,03±0,004	0,001±0,0006
24OCE39-10		40-50	0,05±0,004	0,02±0,004	0,002±0,0009
24ZRE50-19	Mirabel-aux-Baronnies	0-10	0,1±0,006	0,05±0,004	0,003±0,0008
24ZRE50-19	(friche)	10-15	0,1±0,006	0,06±0,005	0,003±0,0007
24ZRE50-19		15-20	0,1±0,005	0,05±0,004	0,002±0,0007
24ZRE50-19		20-30	0,1±0,006	0,06±0,005	0,003±0,0008
24ZRE50-15	Vinsobres	litière	0,3±0,009	0,1±0,008	0,007±0,0006
24ZRE50-15	(forêt)	0-5	1,1±0,04	0,5±0,05	0,03±0,002
24ZRE50-15		5-10	0,7±0,03	0,3±0,02	0,02±0,002
24ZRE50-15		10-17,5	0,3±0,01	0,1±0,01	0,007±0,0009

Tableau A8 (suite) : Activité massique des transuraniens ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu et ^{241}Am) dans les sols (en Bq/kg sec). n.m. non-mesuré.

N°	Site de prélèvement (occupation sol)	profondeur (cm)	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg sec)	^{241}Am (Bq/kg sec)	^{238}Pu (Bq/kg sec)
24OSO38-10	Oloron-Ste-Marie	0-5	0,38±0,01	0,15±0,01	0,010±0,001
24OSO38-10	(prairie)	5-10	0,41±0,02	0,17±0,01	0,010±0,002
24OSO38-10		10-20	0,48±0,02	0,19±0,01	0,012±0,002
24OSO38-10		20-30	0,19±0,01	0,07±0,01	0,004±0,0009
24OSO38-10		30-40	0,04±0,004	0,02±0,003	0,001±0,0005
24OSO38-10		40-50	0,02±0,002	0,01±0,002	<0,0001
24OSO38-14	Oloron-Ste-Marie	litière	0,18±0,007	0,07±0,005	0,004±0,0006
24OSO38-14	(forêt)	0-5	0,74±0,04	0,25±0,02	0,02±0,003
24OSO38-14		5-10	0,71±0,04	0,28±0,02	0,02±0,003
24OSO38-14		10-20	0,45±0,02	0,19±0,02	0,01±0,002
24OSO38-14		20-30	0,18±0,01	0,08±0,01	0,003±0,001
24OSO38-14		30-40	0,09±0,005	0,04±0,01	0,002±0,001
24OSO38-14		40-50	0,04±0,003	0,02±0,003	0,002±0,001

Tableau A9 : Activité massique en ¹³⁷Cs et en ⁹⁰Sr dans les champignons et le gibier (en Bq/kg frais). n.m. non-mesuré.

N°	zone d'étude	site prélèvement	de nature	espèce	¹³⁷ Cs (Bq/kg frais)	⁹⁰ Sr (Bq/kg frais)
OAP45-4	Alpes-Hte-Provence	Redortiers	champignons	lactaire	0,9±0,07	n.m.
OAP46-10	Alpes-Hte-Provence	Montsalier	gibier	chevreuil	16±1,1	n.m.
OCE39-9	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	champignons	bolet	71±4,8	<0,02
OCE22-1	Puy-de-Dôme	Le Broc	gibier	sanglier	0,08±0,01	n.m.
OSO38-7	Pyrénées-Atlant.	Oloron-Ste-Marie	champignons	girolle	6,7±0,9	n.m.
OSO38-12	Pyrénées-Atlant.	Oloron-Ste-Marie	champignons	girolle	0,9±0,1	n.m.
OSO38-13	Pyrénées-Atlant.	Oloron-Ste-Marie	champignons	trompette de la mort	0,2±0,03	n.m.
OSO38-16	Pyrénées-Atlant.	Gan	gibier	sanglier	0,1±0,01	n.m.
ONE41-1	Vosges	Aubure	champignons	bolet	36±2,8	0,01±0,005
ONE41-2	Vosges	Aubure	champignons	lactaire	15±1,2	0,02±0,005
ONE41-10	Vosges	Hurbache	champignons	bolet	7,5±0,5	<0,007
ONE41-11	Vosges	Hurbache	champignons	chanterelle	19±1,3	n.m.
ONE50-1	Vosges	Menil-de-Senone	gibier	cerf, biche	0,6±0,08	n.m.
ONE50-2	Vosges	Menil-de-Senone	gibier	chevreuil	0,6±0,08	n.m.
ONE38-13	Vosges	Menil-de-Senone	gibier	sanglier	3,0±0,3	n.m.
ZRE41-7	Alsace	Haguenau	champignons	bolet	13±0,9	n.m.
ZRE41-8	Alsace	Haguenau	champignons	lactaire	31±2,1	n.m.
ZRE43-9	Vallée Rhône	Séguret	champignons	lactaire	0,3±0,02	n.m.
ZRE43-11	Vallée Rhône	Dieulefit	champignons	lactaire	4,2±0,3	n.m.
ZRE43-10	Vallée Rhône	Dieulefit	champignons	lactaire	0,3±0,02	n.m.
ZRE43-12	Vallée Rhône	Dieulefit	champignons	lactaire	2,1±0,2	n.m.
ZRE43-13	Vallée Rhône	Dieulefit	champignons	bolet	3,3±0,3	n.m.
ZRE43-14	Vallée Rhône	Dieulefit	champignons	chanterelle	1,0±0,07	n.m.
ZRE46-24	Vallée Rhône	Dieulefit	gibier	sanglier	3,9±0,3	n.m.

Tableau A10 : Activité massique ou volumique en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans végétaux de la prairie (en Bq/kg sec), le lait (en Bq/L), le fromage et la viande de bœuf (en Bq/kg frais). n.m. non-mesuré.

N°	zone d'étude	matrice	^{137}Cs	^{90}Sr	unité
OAP48-7	Alpes-Hte-Provence	herbe	0,28±0,04	n.m.	Bq/kg sec
OAP48-5	Alpes-Hte-Provence	lait de chèvre	0,04±0,004	0,04±0,01	Bq/L
OAP48-6	Alpes-Hte-Provence	fromage de chèvre	0,02±0,005	0,2±0,07	Bq/kg frais
OAP15-1	Alpes-Hte-Provence	viande de bœuf	0,04±0,006	n.m.	Bq/kg frais
OSO38-11	Pyénées-Atlantiques	herbe	<0,08	0,6±0,1	Bq/kg sec
OSO38-9	Pyénées- Atlantiques	lait de vache	0,007±0,003	<0,01	Bq/L
OSO38-8	Pyénées- Atlantiques	tome de vache	<0,01	0,07±0,04	Bq/kg frais
OCE39-7	Puy-de-Dôme	herbe	0,08±0,03	1,6±0,3	Bq/kg sec
OCE39-4	Puy-de-Dôme	lait de vache	0,09±0,007	0,03±0,01	Bq/L
OCE39-5	Puy-de-Dôme	St-Nectaire	0,06±0,007	0,09±0,03	Bq/kg frais
OCE39-11	Puy-de-Dôme	viande de bœuf	0,5±0,04	n.m.	Bq/kg frais
ONE41-5	Vosges	herbe	3,9±0,3	5,4±1,0	Bq/kg sec
ONE41-1	Vosges	lait de vache	0,5±0,04	0,15±0,02	Bq/L
ONE41-2	Vosges	tome de vache	0,2±0,02	0,7±0,1	Bq/kg frais
ONE41-12	Vosges	viande de bœuf	0,4±0,03	n.m.	Bq/kg frais
24ZRE41-4	Alsace	viande de bœuf	0,09±0,008	n.m.	Bq/kg frais
ZRE50-22	Vallée du Rhône	herbe	<0,09	0,6±0,1	Bq/kg sec
ZRE50-20	Vallée du Rhône	lait de vache	0,01±0,002	0,01±0,005	Bq/L
ZRE50-21	Vallée du Rhône	fromage de chèvre	0,06±0,008	<0,03	Bq/kg frais
ZRE21-5	Corse	herbe	0,05±0,03	n.m.	Bq/kg sec
ZRE21-6	Corse	lait de brebis	0,03±0,003	n.m.	Bq/L

Tableau A11 : Activité massique ou volumique en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans les productions agricoles prélevées dans les différentes zones d'étude (en Bq/kg frais ou Bq/L). n.m. : non mesuré.

<i>N°</i>	<i>zone d'étude</i>	<i>site prélèvement</i>	<i>de matrice</i>	<i>^{137}Cs (Bq/kg Bq/L)</i>	<i>frais ou ^{90}Sr (Bq/kg frais)</i>
23OAP48-8	Alpes Prov.	Hte Banon	légume-feuilles	0,04±0,007	n.m.
23OAP48-9	Alpes Prov.	Hte Banon	pomme	0,007±0,002	n.m.
24OSO38-1	Pyrénées-Atl.	Oloron-Ste-Marie	légume-feuilles	<0,006	0,2±0,03
24OSO38-3	Pyrénées-Atl.	Oloron-Ste-Marie	blé	0,009±0,004	0,3±0,04
24OSO38-2	Pyrénées-Atl.	Oloron-Ste-Marie	pomme de terre	0,01±0,005	0,03±0,01
24OSO38-6	Pyrénées-Atl.	Aussevielle	pomme	<0,003	<0,004
24OSO38-15	Pyrénées-Atl.	Gan	vin	<0,003	n.m.
24ZRE39-1	Puy-de-Dôme	Montaigu	légume-feuilles	0,07±0,008	0,06±0,01
24OCE39-14	Puy-de-Dôme	St-Nectaire	blé	<0,008	0,1±0,03
24OCE39-3	Puy-de-Dôme	Montaigu	pomme de terre	<0,009	0,03±0,008
24OCE39-6	Puy-de-Dôme	Montaigu	pomme	<0,004	0,01±0,005
24ZRE39-3	Puy-de-Dôme	Nescher	raisin	<0,005	n.m.
24ONE41-6	Vosges	Fréland	légume-feuilles	0,01±0,003	0,1±0,02
24ONE41-7	Vosges	Fréland	pomme de terre	0,02±0,004	<0,009
24ONE41-3	Vosges	Aubure	pomme	0,009±0,002	0,05±0,01
18ONE35-1	Vosges	Bergheim	vin	0,003±0,0009	n.m.
24ZRE41-6	Alsace	Surbourg	pomme de terre	<0,006	0,03±0,009
24ZRE41-5	Alsace	Steinseltz	pomme	0,003±0,001	n.m.
24ZRE50-16	V. Rhône	Mirabel-aux- Baronnies	légume-feuilles	0,01±0,004	0,08±0,02
24ZRE50-17	V. Rhône	Mirabel-aux- Baronnies	pomme de terre	<0,006	0,01±0,005
24ZRE50-18	V. Rhône	Mirabel-aux- Baronnies	pomme	0,006±0,001	n.m.
23ZRE35-1	V. Rhône	Vinsobres	vin	0,02±0,002	n.m.

Tableau A12 : Activité massique des transuraniens ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am et ^{238}Pu) dans les productions agricoles prélevées dans les différentes zones d'étude (en Bq/kg frais).

<i>N°</i>	<i>zone d'étude</i>	<i>site de prélèvement</i>	<i>matrice</i>	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg frais)	^{241}Am (Bq/kg frais)	^{238}Pu (Bq/kg frais)
24OSO38-1	Pyrénées-Atl.	Oloron-Ste-Marie	légume-feuilles	8,6E-05±3,7E-05	3,9E-5±2,3E-05	<1,0E-05
24OSO38-3	Pyrénées-Atl.	Oloron-Ste-Marie	blé	3,7E-04±4,7E-05	1,5E-04±3,7E-05	2,5E-05±1,3E-5
24OSO38-2	Pyrénées-Atl.	Oloron-Ste-Marie	pomme de terre	2,6E-04±3,6E-05	1,1E-04±1,9E-05	9,0E-06±7,0E-06
24ZRE39-1	Puy-de-Dôme	Montaigu	légume-feuilles	2,9E-04±4,2E-05	1,3E-04±2,8E-05	9,0E-06±8,0E-6
24OCE39-14	Puy-de-Dôme	St-Nectaire	blé	4,7E-05±1,6E-05	2,0E-05±1,2E-05	<3,6E-06
24OCE39-3	Puy-de-Dôme	Montaigu	pomme de terre	1,8E-05±1,0E-05	<8,0E-06	<4,9E-06
24ONE41-6	Vosges	Fréland	légume-feuilles	6,8E-05±1,9E-05	1,1E-05±6,0E-06	<3,4E-06
24ZRE41-6	Alsace	Surbourg	pomme de terre	2,0E-05±1,1E-05	7,0E-06±5,0E-06	<4,9E-06
24ZRE50-16	V. Rhône	Mirabel-aux-Baronnies	légume-feuilles	9,4E-05±2,4E-05	4,7E-05±1,5E-05	<4,0E-06
24ZRE50-17	V. Rhône	Mirabel-aux-Baronnies	pomme de terre	1,9E-05±1,2E-05	6,0E-06±4,6E-06	<4,8E-06

Tableau A13 : Débit de dose de ¹³⁷Cs (en nSv/h) des sols des différentes zones d'étude (milieu rural).

n°	zone d'étude	localité	lat. (°N)	long. (°E)	¹³⁷ Cs nSv/h
vosges1	Vosges	Etival	48,37016	6,891717	2,3±0,3
vosges2	Vosges	Hurbache	48,34619	6,93174	1,9±0,3
vosges3	Vosges	Robache	48,31017	6,94909	3,3±0,5
vosges4	Vosges	Aubure	48,21231	7,22202	2,6±0,4
vosges5	Vosges	Aubure	48,21214	7,220692	2,7±0,4
vosges6	Vosges	Ste-Marie-aux-Mines	48,2412	7,217463	3,3±0,5
vosges7	Vosges	Aubure	48,19373	7,213382	2,0±0,3
vdr1	Vallée Rhône-	Dieulefit	44,5338097	5,0430083	2,3±0,3
vdr1bis	Vallée Rhône	Dieulefit	44,5353394	5,03844364	2,0±0,3
vdr2	Vallée Rhône	Dieulefit	44,5196419	4,9706006	0,8±0,1
vdr3	Vallée Rhône	Dieulefit	44,5341187	5,01580706	1,6±0,2
vdr5	Vallée Rhône	Dieulefit	44,5173225	5,0448813	3,8±0,4
vdr6	Vallée Rhône	Dieulefit	44,4989319	5,1158853	3,0±0,3
vdr7	Vallée Rhône	Dieulefit	44,5522919	5,0946193	4,2±0,5
mirabel2	Vallée Rhône	Mirabel aux Baronnie	44,3105621	5,1064854	7,1±0,7
Font froide	Vallée Rhône	Mirabel aux Baronnie	44,2882996	5,0729656	7,9±0,8
Font froide 2	Vallée Rhône	Mirabel aux Baronnie	44,2883415	5,0770345	6,4±0,7
petit beaulieux	Vallée Rhône	Mirabel aux Baronnie	44,28838	5,077063	2,3±0,3
vinsobres 1	Vallée Rhône	Vinsobres-La Touche	44,3193932	5,0581264	9,7±1,0
vinsobres 2	Vallée Rhône	Vinsobres-Vérone	44,3219414	5,0722651	1,8±0,2
Vaison 2	Vallée Rhône	Vaison-la-Romaine	44,2602348	5,0633378	2,8±0,3
Vaison 3	Vallée Rhône	Vaison-la-Romaine	44,2405891	5,096396	1,1±0,2
Corse1	Corse	hipodrome Tobia	42,2382011	9,2281265	1,4±0,2
Corse2	Corse	Quenza	41,8235435	9,2640705	2,0±0,2
Corse3	Corse	Zonza	41,7961769	9,2239695	4,1±0,4
Corse4	Corse	Ventiseri	41,965744	9,3639965	4,1±0,4
Corse6	Corse	Solaro	41,897892	9,3600464	2,6±0,3
Corse7	Corse	Zonza	41,7596588	9,183814	2,4±0,3
Corse9	Corse	Quenza	41,8315201	9,2762251	1,9±0,2
Alsace1	Alsace	Surbourg	48,90839	7,829454	4,3±0,9
Alsace2	Alsace	Surbourg	48,88426	7,879896	1,7±0,4
Alsace3	Alsace	Lembach	49,0002	7,977388	1,5±0,4
Alsace4	Alsace	Mitschdorf	48,95746	7,787434	2,5±0,6
Alsace5	Alsace	Lampertschloch	48,96411	7,816419	2,3±0,5
Alsace6	Alsace	Lobsann	48,95828	7,843011	0,7±0,2
Alsace7	Alsace	Preuschdorf	48,94054	7,810494	1,9±0,4

Tableau A13 suite : Débit de dose de ¹³⁷Cs (en nSv/h) des sols des différentes zones d'étude (milieu rural).

<i>n°</i>	<i>zone d'étude</i>	<i>site de prélèvement</i>	<i>lat. (°N)</i>	<i>long. (°E)</i>	<i>¹³⁷Cs nSv/h</i>
PDD1	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	44,5891609	2,9184675	1,2±0,2
PDD2	Puy-de-Dôme	Beaune-le-Froid	45,593194	2,892626	1,0±0,2
PDD3	Puy-de-Dôme	St-Nectaire	45,5983238	3,0190299	0,6±0,1
PDD4	Puy-de-Dôme	Le-Mont-Dore	45,564915	2,834095	3,8±0,4
PDD5	Puy-de-Dôme	Champeix	45,5963593	3,1235376	0,6±0,1
PDD6	Puy-de-Dôme	Besse	45,4917145	2,8647056	2,1±0,2
PDD7	Puy-de-Dôme	Le-Mont-Dore	45,579352	2,79601	1,7±0,4
PYR1	Pyr.-Atlant.	Oloron-Ste-Marie	43,13923	-0,68443	0,7±0,1
PYR2	Pyr.-Atlant.	Oloron-Ste-Marie	43,14792	-0,67061	1,1±0,1
PYR3	Pyr.-Atlant.	Oloron-Ste-Marie	43,199922	-0,635289	1,0±0,3
PYR4	Pyr.-Atlant.	Col de Lie	43,060202	-0,692576	1,7±0,4
PYR5	Pyr.-Atlant.	Plateau de Chousse	43,01285	-0,7477	2,4±0,5
PYR6	Pyr.-Atlant.	Osse et Aspe	43,0054	-0,615668	1,3±0,3
PYR7	Pyr.-Atlant.	Lescun	42,930452	-0,640911	2,3±0,5

Tableau A14 : Débit de dose de ¹³⁷Cs (en nSv/h) des sols en milieu urbain.

<i>n°</i>	<i>zone d'étude</i>	<i>localité</i>	<i>lat. (°N)</i>	<i>long. (°E)</i>	<i>¹³⁷Cs nSv/h</i>
J-E	Vallée Rhône	Vaison-la-Romaine	44,2440834	5,0722022	1,7±0,2
mirabelbis1	Vallée Rhône	Mirabel aux Baronnie	44,30721	5,0981884	0,1±0,1
mirabelbis2	Vallée Rhône	Mirabel aux Baronnie	44,30876	5,0978785	0,1±0,1

ANNEXE 4 – METHODE DE CALCUL DES DOSES EFFICACES

Exposition au rayonnement externe dû au dépôt de ^{137}Cs

La dose annuelle externe consécutive à l'exposition au rayonnement provenant du dépôt de ^{137}Cs (exprimée en $\mu\text{Sv}/\text{an}$) a été calculée à partir des mesures du débit de dose dans l'air (exprimée en nSv/h) et en considérant 8 h/j passées à l'extérieur d'une habitation.

Dose efficace d'incorporation des radionucléides artificiels consécutive à l'ingestion des denrées contaminées

La dose efficace d'incorporation des radionucléides artificiels consécutive à l'ingestion des denrées contaminées (H_{ing} exprimée en $\mu\text{Sv}/\text{an}$) est calculée par la formule :

$$H_{\text{ing}} = FD_{\text{ing}} \cdot \sum C \cdot R$$

H_{ing}	Dose efficace annuelle pour l'adulte, consécutive à l'ingestion de denrée	$\mu\text{Sv}/\text{an}$
FD_{ing}	Coefficient de dose efficace (ingestion) (d'après CIPR 72, 1996)	$\mu\text{Sv}/\text{Bq}$
R	Quantité de l'aliment consommée annuellement par un adulte	kg frais/an ou l/an
C	Activité massique ou volumique de l'aliment consommé	Bq/kg frais ou Bq/L



ANNEXE 5 – PROFILS VERTICAUX DES RADIONUCLÉIDES DANS LES SOLS

Profils verticaux de l'activité du ¹³⁷Cs des sols

Les radionucléides qui se sont déposés à la surface des sols lors des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl ont, au fil des années, migré vers la profondeur, ce que l'on désigne par « profil vertical de contamination ». Cette migration est variable suivant le radionucléide considéré et le type de sol, induisant des profils verticaux de contamination différents.

L'ensemble des profils étudiés montre une diminution de l'activité massique du ¹³⁷Cs depuis la surface vers la profondeur (Figures ci-dessous). Dans certains profils (le plus souvent des sols de forêt et le sol de prairie des Vosges), la diminution de l'activité massique dans la profondeur est abrupte, alors que d'autres profils présentent des activités plus homogènes entre la surface et 20 cm de profondeur (sols de prairie d'Oloron-Sainte-Marie et de Beaune-le-Froid, sol de friche de Mirabel-aux-Baronnies, sol de maquis du Col de Larone). Cette caractéristique est sans doute la conséquence de l'entretien des sols de prairie qui sont périodiquement étrillés en surface. Les sangliers qui retournent le sol à la recherche de leur nourriture pourraient expliquer l'homogénéité observée pour le sol de maquis du Col de Larone.

L'activité massique du ¹³⁷Cs des litières de forêt (4,3 à 53 Bq/kg sec) est plus faible que celle du sol sous-jacent (16 à 133 Bq/kg sec). Plus précisément, l'activité massique de la litière est proportionnelle à celle du sol. L'activité mesurée dans la litière témoigne du transfert d'une partie de ce radionucléide du sol vers les végétaux de la forêt, puis de son retour dans la litière, à la surface du sol. Ce recyclage du ¹³⁷Cs du sol par les végétaux de la forêt est à l'origine des activités plus élevées en surface des sols de forêt (entre 16 et 133 Bq/kg sec pour 0-5 cm de profondeur) en comparaison de la prairie (entre 8 et 53 Bq/kg sec).

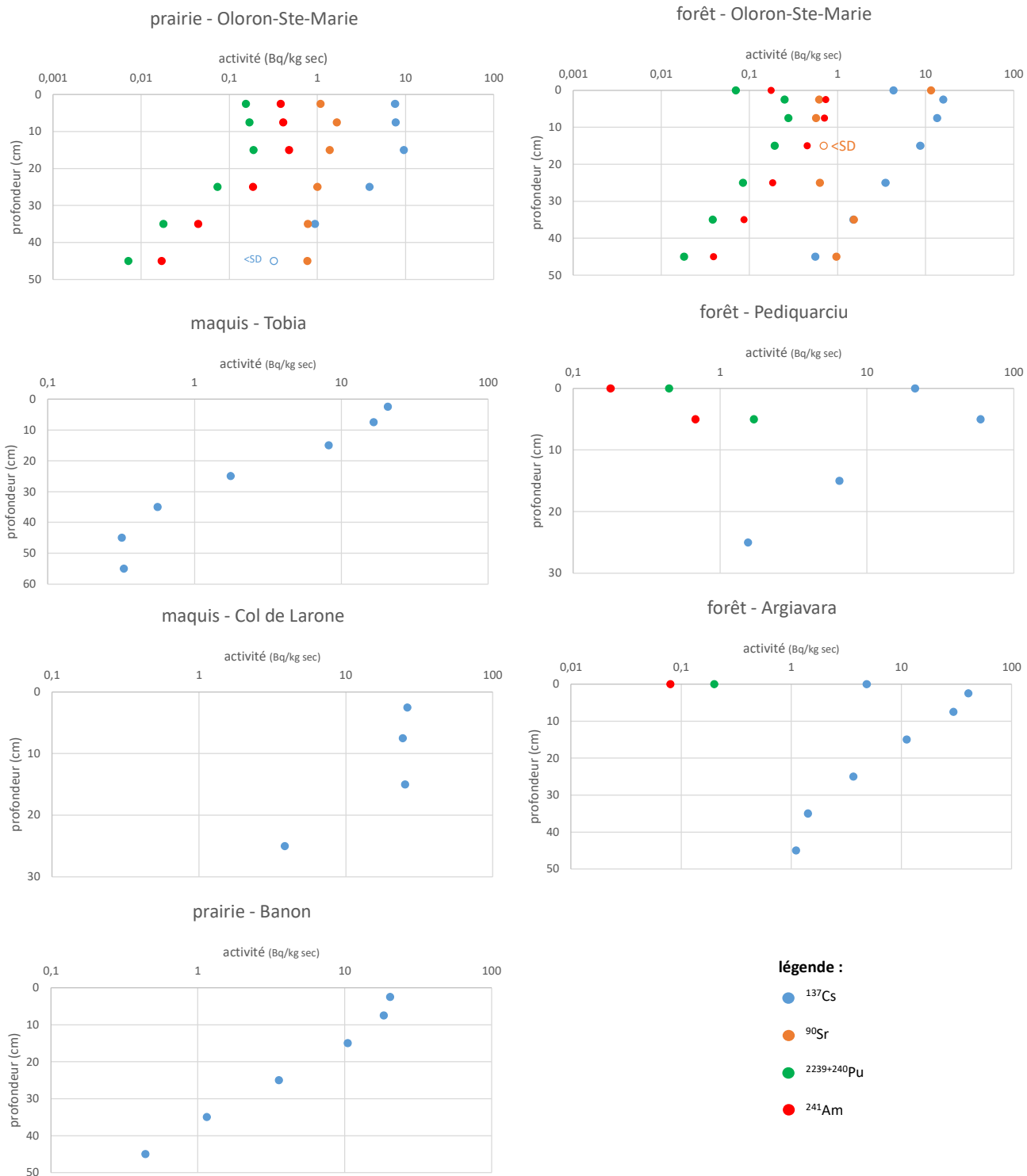


Figure : Variabilité de l'activité massique en ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am dans les profils de sols des Pyrénées-Atlantiques (Oloron-Ste-Marie), de la Corse (Tobia, Pediquarcui, Col de Larone et Argiavara) et des Alpes-de-Haute-Provence (Banon) (en Bq/kg sec). Dans les sols de Corse de Pediquarcui et Argiavara, l'activité massique en ^{241}Am a été mesurée par spectrométrie gamma (limite de détection de l'ordre de 0,1 Bq/kg sec) et l'activité massique en $^{239+240}\text{Pu}$ a été estimée à partir de cette mesure (hypothèse : $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu} = 0,4$).

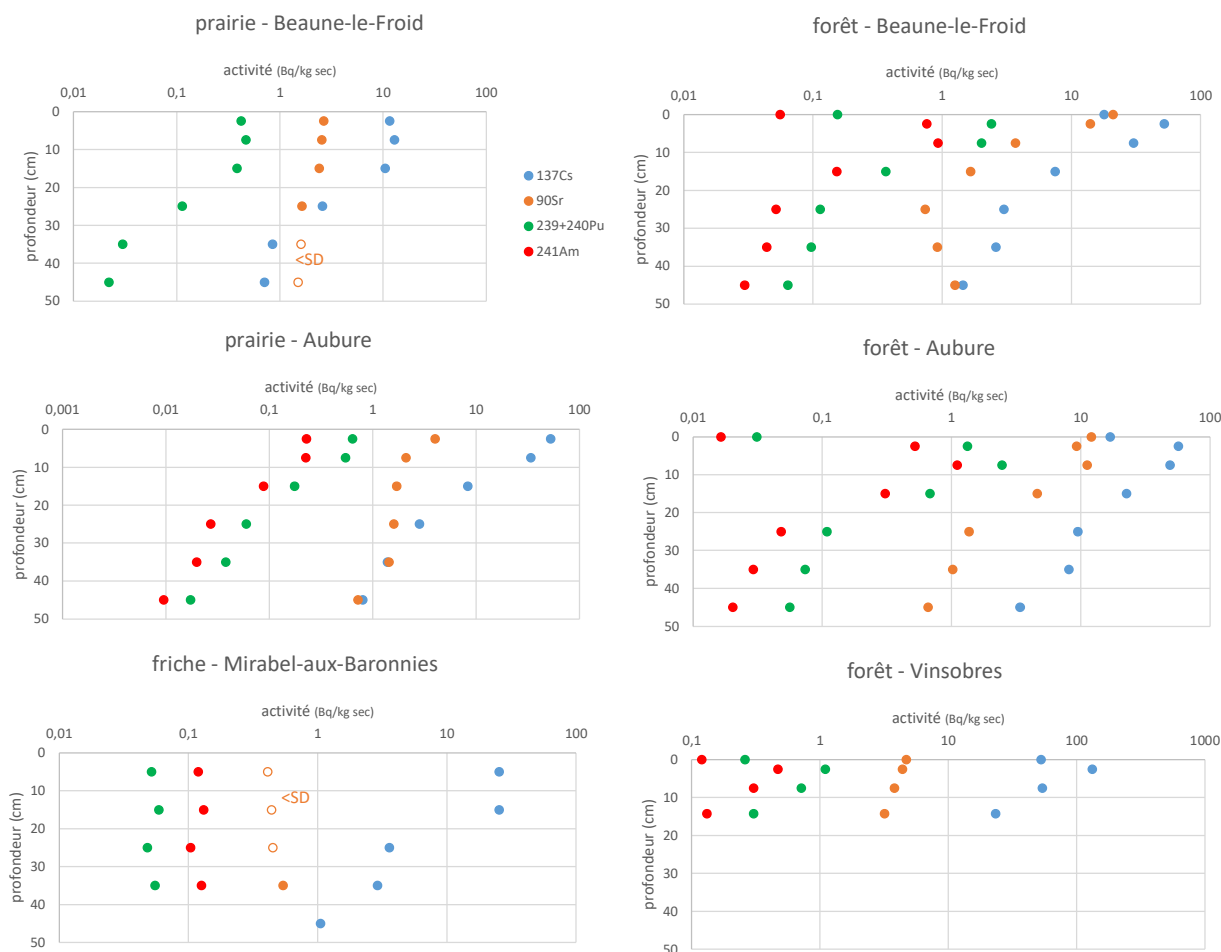


Figure : Variabilité de l'activité massique en ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am dans les profils de sols des ZRE du Puy-de-Dôme (Beaune-le-Froid), des Vosges (Aubure) et de la Vallée du Rhône (Mirabel-aux-Baronnies et Vinsobres) (en Bq/kg sec).

Profils verticaux de l'activité du ^{90}Sr des sols

Les activités massiques du ^{90}Sr des profils de sol sont présentées sur les figures ci-dessus. En parallèle, le détail des mesures est donné dans le Tableau A7, de l'Annexe 3. Les valeurs les plus élevées sont observées dans les litières, à la surface des sols de forêt (4,7 à 21 Bq/kg sec). En comparaison des litières, les activités massiques du ^{90}Sr mesurées dans les sols sous-jacents sont plus faibles (0,5 à 11 Bq/kg sec). Bien que l'activité du ^{90}Sr dans les sols soit plus faible que celle du ^{137}Cs , l'activité massique du ^{90}Sr dans la litière est du même ordre de grandeur que celle du ^{137}Cs . Cette observation montre que le transfert du ^{90}Sr à la végétation de la forêt est plus élevé que celui du ^{137}Cs . L'activité mesurée dans la litière témoigne donc du transfert d'une partie du ^{90}Sr du sol vers les végétaux de la forêt, puis de son retour dans la litière à la surface du sol.

Dans les profils de sol étudiés, la répartition verticale du ^{90}Sr est différente de celle du ^{137}Cs (Figures ci-dessus). En effet, le ^{90}Sr a une activité massique plus faible et plus homogène en fonction de la profondeur, en comparaison du ^{137}Cs . L'occupation des sols et surtout la présence de la végétation de forêt est un paramètre clé pour interpréter les profils du ^{90}Sr :

- Dans les profils des sols de prairie (Oléron-Ste-Marie, Beaune-le-Froid et Aubure), l'activité massique du ^{90}Sr est très homogène et très faible, comprise entre 1 et 2 Bq/kg sec. Les activités les plus faibles sont mesurées dans le profil de Mirabel-aux-Baronnies (sol de friche), avec trois mesures inférieures au seuil de décisions (< 0,4 Bq/kg sec) et une valeur très faible (0,5 Bq/kg sec), proche du seuil de décision.
- Dans les profils des sols de forêt (Beaune-le-Froid et Aubure), l'activité massique du ^{90}Sr est plus élevée à proximité de la surface (9,3 à 14 Bq/kg sec, entre 0 et 5 cm), puis diminue progressivement en profondeur (de l'ordre de 1 Bq/kg sec ou moins, à 45 cm de profondeur). Le profil de forêt d'Oléron-Sainte-Marie se singularise par une activité massique du ^{90}Sr très faible et homogène (0,6 à 1,3 Bq/kg sec).

Ainsi, les activités très faibles et homogènes du ^{90}Sr plaident pour la migration de ce radionucléide artificiel dans les sols de prairie. Dans les sols de forêt, ce phénomène est ralenti par les transferts du ^{90}Sr aux végétaux, comme en témoignent les activités plus élevées dans les litières des forêts.



ANNEXE 6 – EVOLUTIONS TEMPORELLES DE L'ACTIVITE VOLUMIQUE DANS LE LAIT

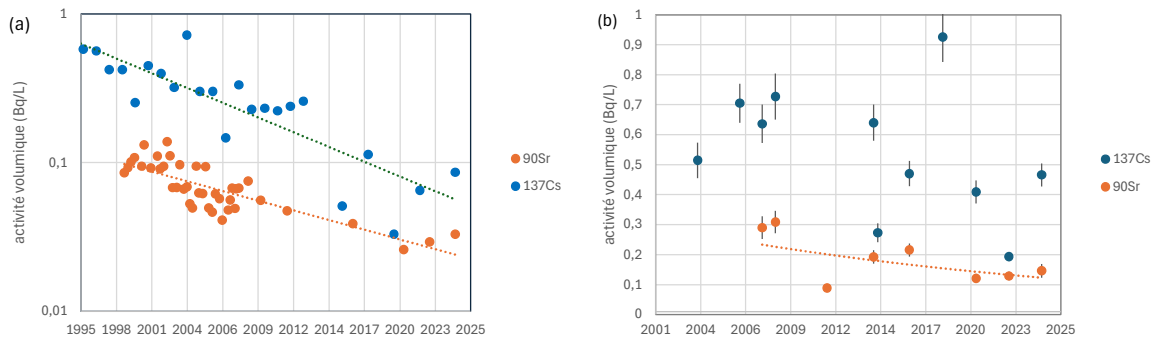


Figure : Evolution temporelle de l'activité volumique du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans le lait de vache prélevé à Beaune-le-Froid (Puy-de-Dôme) (a) et à Aubure (Vosges) (b) (en Bq/L).

Tableau : Périodes effectives du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans le lait de vache déduites de la figure ci-dessus (ans).

	T _{eff} Aubure (ans)		T _{eff} Beaune-le froid (ans)	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Lait de vache	-	19	9,5	19

ASNR

Pôle Santé Environnement
Direction de la recherche et de l'expertise en environnement

E-mail

contact@asnr.fr

N° du rapport

Rapport ASNR 2026-00218
Tous droits réservés ASNR
Mai 2026

Siège social :
15 rue Louis Lejeune
92120 Montrouge

Adresse postale :
BP 17 - 92262
Fontenay-aux-Roses cedex

Divisions territoriales :
asnr.fr/nous-contacter

info@asnr.fr
Tél. : 01 58 35 88 88

asnr.fr

