

IRSN

INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Faire avancer la sûreté nucléaire

Constat Radiologique « Rémanence de la radioactivité d'origine artificielle »



L'IRSN

FAIRE AVANCER LA SÛRETÉ NUCLÉAIRE

L'IRSN, établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC) – dont les missions sont désormais définies par la Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (TECV) – est l'expert public national des risques nucléaires et radiologiques. L'IRSN concourt aux politiques publiques en matière de sûreté nucléaire et de protection de la santé et de l'environnement au regard des rayonnements ionisants. Organisme de recherche et d'expertise, il agit en concertation avec tous les acteurs concernés par ces politiques, tout en veillant à son indépendance de jugement.

L'IRSN est placé sous la tutelle conjointe du ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, du ministère de l'Éducation nationale, de l'Enseignement supérieur et de la Recherche, du ministère des Affaires sociales et de la Santé, du ministère de la Défense.

Dans le cadre de ses missions, l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) a reçu pour mission de contribuer à la veille permanente en radioprotection sur le territoire national.

La surveillance radiologique de l'environnement réalisée par l'IRSN contribue :

- à la vérification du fonctionnement des installations qui rejettent de la radioactivité dans l'environnement,
- à l'analyse de l'évolution des niveaux de radioactivité – dans le temps et l'espace – et à la détection d'élévations inhabituelles de ces niveaux,
- à l'évaluation de l'exposition des populations et de l'environnement aux rayonnements ionisants,
- à la mise en place de moyens susceptibles d'être mobilisés en situation d'urgence radiologique ou en situation post-accidentelle,
- à la qualification des modèles de dispersion de la radioactivité dans l'environnement et d'évaluation de ses impacts.

Elle est assortie d'une obligation de transparence qui conduit l'institut à publier régulièrement ses résultats de mesure et des synthèses sur l'état radiologique des territoires.

L'INSTITUT
COMPTE
ENVIRON
1 700
COLLABORATEURS

parmi lesquels
de nombreux
ingénieurs,
médecins,
agronomes,
vétérinaires,
techniciens,
experts et
chercheurs.

Pour mener à bien ses missions,
l'IRSN dispose d'un

**BUDGET D'ENVIRON
300 M€**

DES RÉSEAUX DE PRÉLÈVEMENT ET DE MESURE CONÇUS POUR UNE SURVEILLANCE RÉGULIÈRE

La surveillance radiologique régulière de l'environnement faite par l'IRSN repose sur des réseaux de balises de télédétection et de stations de prélèvement des milieux, installés de manière permanente en des points particuliers du territoire, au plus proche des installations nucléaires ou en dehors de l'influence de celles-ci.

Deux réseaux pour surveiller l'air

- **Le réseau Téléray**, constitué de sondes qui mesurent en continu le débit de dose ambiant dans l'air. Elles transmettent en temps réel leurs données à une unité de supervision. Dès qu'une augmentation anormale de radioactivité est détectée, une alarme est envoyée à l'IRSN et une investigation est menée.
- **Le réseau OPERA-Air**, qui est constitué de préleveurs d'aérosols fonctionnant en continu. Ils permettent d'obtenir une mesure précise, grâce à une analyse en laboratoire, du niveau de radioactivité fixée sur les aérosols présents dans l'air.

Deux réseaux pour surveiller l'eau

- **Le réseau Hydrotéléray** mesure en continu la radioactivité des principaux fleuves français recevant les effluents des centrales nucléaires (7 stations).
- **Le réseau des hydrocollecteurs** prélève en continu les eaux et les matières en suspension dans les cours d'eaux situés généralement en aval des installations nucléaires.

Un réseau pour surveiller les aliments

Avec l'aide des réseaux de préleveurs et des laboratoires de la direction générale de l'alimentation (DGAL) et de la direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF), l'IRSN organise la collecte périodique et la mesure de denrées alimentaires pour en évaluer la radioactivité.

Et les autres compartiments...

L'IRSN complète cette surveillance régulière par le prélèvement et l'analyse d'autres supports environnementaux de la radioactivité (sol, herbe, sédiment, mousses terrestres, mousses aquatiques, algues...). Ils permettent l'établissement de chroniques précieuses dans l'optique d'une analyse temporelle des évolutions.

UNE APPROCHE TERRITORIALISÉE...

En complément de sa surveillance régulière, l'IRSN réalise des études ponctuelles – appelées « constats radiologiques » – dont l'objectif est de dresser la synthèse des connaissances sur les niveaux de radioactivité à l'échelle d'une région, d'un territoire, d'un bassin versant... et le cas échéant, de réaliser de nouvelles campagnes de prélèvements pour améliorer le niveau des connaissances. Ces nouvelles campagnes permettent la mesure d'échantillons rarement analysés, de denrées présentant une valeur économique particulière pour le territoire ou de répondre à des attentes ou des questions particulières des parties prenantes (collectivités locales, associations de citoyens, commissions d'information...). Les constats sont l'occasion pour le citoyen de mieux comprendre et s'approprier une information par nature complexe et d'agir sur la nature même de la surveillance effectuée.

RÉSUMÉ

Trente ans après l'accident de Tchernobyl (1986) et près de quarante ans après la fin des essais nucléaires atmosphériques (entre les années 50 et 80), certaines zones du territoire métropolitain témoignent encore de niveaux de radioactivité supérieurs ou très supérieurs à ceux observés sur le reste du sol français, y compris au voisinage des installations nucléaires. Ces zones éparses sont situées principalement sur des reliefs : le Massif-Central, les Pyrénées, le Jura, les Vosges, les Alpes du Sud, l'Est de la Corse... On les appelle *zones de rémanence de la radioactivité artificielle*. Dans le cadre du constat radiologique « rémanence de la radioactivité d'origine artificielle », l'IRSN 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 césium 137 (^{137}Cs), issu dans des proportions variables selon les endroits, des retombées de Tchernobyl et des essais aériens et qui est omniprésent dans l'environnement en quantités détectables, est l'indicateur principal des niveaux de radioactivité dans les échantillons examinés. Le strontium 90 (^{90}Sr), les isotopes du plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) et l'américium 241 (^{241}Am) quant à eux, sont des marqueurs des retombées des essais aériens.

À partir des connaissances déjà acquises sur les zones de rémanence et sur les niveaux de radioactivité attendus, une stratégie de prélèvements et de mesures a été établie. Ainsi, la reconstitution cartographique à l'échelle de la France des dépôts théoriques du ^{137}Cs , objet de nombreux travaux antérieurs de l'IRSN, a permis de déterminer les zones qui ont été préférentiellement soumises aux retombées des essais ou de Tchernobyl. Le but des mesures acquises sur des zones vastes et très éparses est davantage de renseigner les niveaux de radioactivité artificielle sur des sites représentatifs et des matrices d'intérêts (sols et chaînes alimentaires, par exemple) que de proposer une cartographie.

Sur les zones d'étude retenues (Vosges, Jura, Alpes du Sud, Pyrénées et Est de la Corse), des échantillons divers (sols, herbages, laits, fromages, baies, champignons et gibiers) ont été prélevés en 2013 et en 2014 dans lesquels l'activité du ^{137}Cs , du ^{90}Sr et des isotopes du plutonium a été mesurée. En milieu aquatique, des prélèvements d'eau de surface, de sédiments, de mousses aquatiques et de poissons ont été réalisés dans six lacs du Mercantour et trois fleuves côtiers de l'Est de la Corse (le Fium' Orbo, le Tavignano et le Golo), sites sur lesquels des mesures ont été effectuées dans les semaines qui ont suivi l'accident de Tchernobyl. Au total, au cours de cette étude, 350 échantillons ont été prélevés pour l'analyse du ^{137}Cs . En complément, 49 analyses de l'activité des isotopes du plutonium et de ^{241}Am ont été effectuées dans les sols. L'activité en ^{90}Sr a été mesurée dans 50 échantillons sélectionnés de sols, d'herbages, de laits, de fromages et de gibiers.

Des principaux résultats obtenus en milieu aquatique, on retiendra que dans les lacs du Mercantour, la radioactivité artificielle évolue faiblement depuis 1986, à l'exception des mousses pour lesquelles l'activité en ^{137}Cs diminue avec une période effective de décroissance de l'ordre de 6 ans. Dans ces « milieux fermés », la persistance des polluants radioactifs dans l'eau (^{137}Cs : 0,2 à 1,7 mBq.L⁻¹), les mousses aquatiques (^{241}Am : 2,5 à 5 Bq.kg⁻¹ sec) et les sédiments (^{137}Cs et ^{241}Am supérieurs à 1 000 et 1 Bq.kg⁻¹ sec, respectivement) est particulièrement marquée. En comparaison, dans les « milieux ouverts » que constituent les fleuves qui drainent l'Est de la Corse, l'activité en ^{137}Cs dans les poissons et les sédiments (0,05-0,09 Bq.kg⁻¹ frais et 4-14 Bq.kg⁻¹ sec, respectivement) a nettement diminué depuis les premières mesures réalisées en 1986-1987 (1-100 Bq.kg⁻¹ frais et 10-700 Bq.kg⁻¹ sec, respectivement). Ainsi, la période effective de décroissance du ^{137}Cs dans les sédiments du Var et ses affluents est comparable à celle qui a été observée dans d'autres fleuves ou rivières du territoire, en amont des installations nucléaires.

De la synthèse des données disponibles en milieu terrestre trois points essentiels sont à retenir :

- Les sols des massifs de l'Est du territoire (Vosges, Jura, Alpes du Sud et Corse) cumulent les activités les plus élevées en ^{137}Cs ($> 10\,000\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ de ^{137}Cs , en certains points de prélèvement). Ces observations sont cohérentes avec les niveaux attendus dans ces zones où les retombées de Tchernobyl se superposent aux dépôts consécutifs aux essais nucléaires. Les sols des Pyrénées témoignent d'une activité en ^{137}Cs plus faible ($^{137}\text{Cs} > 3000\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$), issue pour l'essentiel des essais nucléaires, cohérente avec les niveaux proposés par les modèles de dépôts. Les inventaires en plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$ provenant des tirs expérimentaux d'armes nucléaires) des sols des zones de relief ($100\text{-}200\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) sont deux à quatre fois plus élevés que dans les sols de plaines ($50\text{-}80\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). Trente ans après l'accident de Tchernobyl, les « points chauds » des prairies d'altitude des Alpes du Sud, surfaces de quelques dm^2 à quelques m^2 , témoignent d'une activité en ^{137}Cs encore très élevée (très localement plus de $10\,000\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). En ces points, le ^{137}Cs s'est concentré dans les congères formées par les chutes de neige qui ont accompagné le passage sur les Alpes du Sud des masses d'air contaminées par l'explosion de Tchernobyl (mai 1986).
- Les données mettent également en évidence la migration verticale dans les sols et le transfert des produits de fission (^{137}Cs et ^{90}Sr) dans les végétaux des pâtures et des forêts. Comme attendu, le ^{90}Sr , plus mobile que le ^{137}Cs , a migré plus profondément dans les sols et témoigne d'un transfert plus marqué dans les végétaux. Ces phénomènes de migration et de transfert dépendent des propriétés physico-chimiques des sols (granulométrie, pH,

teneur en matière organique et en cations échangeables) et de paramètres anthropiques comme l'occupation du sol ou les pratiques culturales. Ainsi, il apparaît que les conséquences du dépôt des radionucléides artificiels sur le territoire sont très variables d'une zone à l'autre, en fonction du type de sol. À ce titre, le lait constitue un précieux indicateur de la sensibilité des milieux vis-à-vis des polluants radioactifs, comme en témoignent les chroniques de l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans cette matrice enregistrée au cours de plusieurs décennies sur différents massifs. En effet, les variations observées d'une zone à une autre proviennent vraisemblablement de l'intensité des transferts sols/plantes et des migrations dans les sols également variables.

- L'activité dans les denrées issues des zones de relief étudiées est globalement supérieure aux niveaux observés dans les zones de plaines. Par exemple, l'activité en ^{137}Cs dans le lait prélevé dans les zones de rémanence ($0,32\text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ en moyenne) est dix à cent fois plus élevée que celle du lait prélevé dans l'environnement des centrales nucléaires d'EDF (comprise entre $0,004$ et $0,03\text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$). Ces observations sont cohérentes avec l'activité des sols, plus élevée d'un ordre de grandeur en moyenne sur les reliefs, en comparaison des zones de plaine. Une différence importante est observée entre le niveau d'activité des denrées provenant des zones de prairie (en moyenne $^{137}\text{Cs} : 0,32\text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le lait) et les denrées provenant des forêts (baies, champignons et gibiers), dont l'activité en ^{137}Cs est plus variable (deux ordres de grandeur environ, selon l'espèce et la zone de prélèvement) et potentiellement supérieure à $100\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais (cas des champignons et de la viande de sanglier).

FOCUS

La démarche et les résultats des campagnes de prélèvement et de mesure de ce constat ont été présentés (à deux reprises) aux associations de la société civile plus particulièrement intéressées par les questions relatives aux impacts de l'accident de Tchernobyl ou des essais nucléaires atmosphériques (commissions locales d'information, associations d'aide aux victimes d'accidents, associations de défense de la nature, de chasse, pêche...). Ces réunions ont permis aux personnes présentes de poser des questions et d'échanger sur différents thèmes comme la méthode de prélèvement (lieux, types d'échantillons...), les conséquences sanitaires de la présence de ^{137}Cs dans les sols et les denrées, ou encore sur les modalités d'information des populations sur les risques. D'autres acteurs de la surveillance radiologique ont également exposé la démarche et les résultats de leurs propres études. L'Association pour le contrôle de la radioactivité dans l'Ouest (ACRO) a ainsi présenté son initiative de prélèvement citoyen d'échantillons dont elle assure l'analyse et la diffusion des résultats. L'association Les enfants de Tchernobyl a, quant à elle, présenté les résultats de l'étude qu'elle a confiée à La commission de recherche et d'information indépendantes sur la Radioactivité (CRIIRAD) sur la contamination en ^{137}Cs des sols alsaciens.

SOMMAIRE

01 INTRODUCTION	8
1.1. LES CONSTATS RADIOLOGIQUES	10
1.2. LE CONSTAT « RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE »	11
02 LES DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE	12
2.1. LES ESSAIS NUCLÉAIRES ATMOSPHÉRIQUES ET L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL	14
2.2. LES CHUTES DE SATELLITES	14
2.3. L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA	15
03 STRATÉGIE D'ÉTUDE : PRÉLÈVEMENTS ET MESURES	16
3.1. EMPRISE ET LOCALISATION DES ZONES ÉTUDIÉES	18
3.2. STRATÉGIE D'ÉTUDE DU MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL	20
3.2.1. Les fleuves de l'Est de la Corse	20
3.2.2. Les lacs du Mercantour	21
3.3. STRATÉGIE D'ÉTUDE EN MILIEU TERRESTRE	21
3.3.1. Prélèvements des sols	21
3.3.2. Prélèvements dans les zones de prairie permanentes	23
3.3.3. Prélèvements dans les zones de forêt	25
3.4. STRATÉGIE DE MESURE	26
3.4.1. Mesure des radionucléides artificiels dans les échantillons	26
3.4.2. Expression de l'activité des radionucléides artificiels	26
3.4.3. Autres mesures effectuées sur les échantillons	27
3.4.4. Mesures <i>in situ</i>	27
04 RÉSULTATS DES MESURES RÉALISÉES DANS LE PRESENT CONSTAT	28
4.1. RÉMANENCE EN MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL	30
4.1.1. Les fleuves de l'Est de la Corse	30
4.1.2. Les lacs du Mercantour	32
4.2. RÉMANENCE EN MILIEU TERRESTRE	35
4.2.1. Rémanence dans les sols	35
4.2.2. Rémanence dans les zones de prairies permanentes	47
4.2.3. Rémanence dans les zones de forêt	50

05 SYNTHÈSE DES DONNÉES PRÉCÉDEMMENT ACQUISES	56
5.1. SYNTHÈSE DES DONNÉES DU MILIEU AQUATIQUE	58
5.2. SYNTHÈSE DES DONNÉES DU MILIEU TERRESTRE	64
5.2.1. Synthèse de l'activité des radionucléides d'origine artificielle dans les sols	64
5.2.2. Synthèse des mesures du débit de dose	70
5.2.3. Synthèse de l'activité des radionucléides d'origine artificielle dans les denrées	71
5.2.4. Évaluation des doses efficaces	83
06 BILAN DE L'ÉTUDE	86
07 RÉFÉRENCES	90
08 ANNEXES	98
8.1. MÉTHODES DE PRÉLÈVEMENT ET DE TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS	100
8.1.1. Méthodes de prélèvement des échantillons	100
8.1.2. Méthodes de préparation et de conditionnement des échantillons pour les analyses	101
8.2. LISTE DES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS	102
8.2.1. Échantillons du milieu aquatique	102
8.2.2. Échantillons du milieu terrestre	103
8.3. ACTIVITÉ MASSIQUE DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DANS LES SOLS	107
8.4. INVENTAIRES DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DANS LES SOLS	115
8.5. MÉTHODES DE CALCUL DES DOSES EFFICACES	119
8.5.1. Exposition au rayonnement externe dû au dépôt de ¹³⁷ Cs	119
8.5.2. Dose efficace d'incorporation des radionucléides artificiels consécutive à l'ingestion des denrées contaminées	119
09 TABLES DES ILLUSTRATIONS	120
9.1 LISTE DES FIGURES	122
9.2 LISTE DES TABLEAUX	126

INTRODUCTION



1.1.	LES CONSTATS RADIOLOGIQUES	10
1.2.	LE CONSTAT « RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE »	11

01

INTRODUCTION

1.1. LES CONSTATS RADIOLOGIQUES

Dans le cadre de sa mission de surveillance de la radioactivité dans l'environnement, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) réalise des constats radiologiques régionaux. Il s'agit d'établir des référentiels actualisés des niveaux de radioactivité dans l'environnement français à l'échelle de grands ensembles géographiques. Ces constats doivent permettre de conforter et de synthétiser la connaissance des niveaux de radioactivité dans l'environnement provenant de différentes sources comme le fonctionnement actuel et passé des installations nucléaires, les dépôts consécutifs aux tirs atmosphériques expérimentaux d'armes nucléaires et à l'accident de Tchernobyl, les rejets de certaines industries et des hôpitaux, la production et l'emploi des engrais phosphatés, etc.

Dans les constats radiologiques régionaux, l'accent est mis sur des composantes qui ne sont pas habituellement analysées, notamment un panel des principales denrées produites sur la zone étudiée, sur des indicateurs biologiques, ainsi que sur des radionucléides moins fréquemment mesurés. En cas de nouvel apport de radionucléides, d'origine accidentelle par exemple, ces constats régionaux permettraient de mieux évaluer l'impact environnemental.

Dans le cadre de cette étude, la rémanence est définie comme la persistance dans l'environnement des polluants radioactifs provenant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, effectués au cours des années 50 à 80 et de l'accident de Tchernobyl (avril 1986).

1.2. LE CONSTAT « RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE »

Le ^{137}Cs émis lors des essais nucléaires aériens (tirs) et durant l'accident de Tchernobyl reste encore mesurable. Il constitue le témoin majeur de la persistance de ces retombées ; le ^{90}Sr , le plutonium et l'américium sont des indicateurs de la persistance des retombées issues des tirs atmosphériques. Les rejets résultant d'autres accidents (comme ceux des réacteurs de Fukushima) ne sont aujourd'hui plus spécifiquement détectables en France.

Les radionucléides déposés dans l'environnement évoluent au cours du temps, en fonction de leurs propriétés, du type de sol et de végétation. Ainsi, les radionucléides sont disséminés dans la biosphère au gré de mécanismes tels que la migration ou l'accumulation dans les sols, le transfert vers les cours d'eau, le transfert dans les plantes terrestres qui contaminent ensuite les animaux sauvages ou domestiques, le lait et les produits laitiers des troupeaux. La consommation des denrées contaminées et l'exposition au rayonnement externe des dépôts constituent les principales voies d'exposition des populations.

Ce bilan s'appuie sur la réalisation de prélèvements et de mesures permettant d'actualiser les connaissances des niveaux de la radioactivité artificielle (paragraphe 4) et sur les données disponibles dont une synthèse est proposée (paragraphe 5).

Les principaux objectifs de ce constat radiologique sont :

- acquérir des données provenant de sites situés en dehors de l'influence des installations nucléaires, hors du réseau de surveillance de la radioactivité artificielle. Il s'agit de sites qui, paradoxalement, témoignent très souvent des activités les plus élevées ;
- fournir des données actualisées sur le devenir à long terme de la radioactivité artificielle dans les milieux naturels et la contamination de la faune sauvage aux gestionnaires de ressources naturelles (Parcs Nationaux et Régionaux, Fédérations Départementales de la Chasse) ;
- contribuer à l'information du public sur les conséquences de la radioactivité artificielle dans l'environnement, en évaluant par exemple les niveaux de contamination de certaines denrées ;
- contribuer à l'évaluation des conséquences dosimétriques des radioéléments artificiels provenant des dépôts atmosphériques et présents dans l'environnement.

L'objectif du constat 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. Ce bilan s'attache à renseigner l'activité des radionucléides dans différents compartiments (sols, plantes, productions animales, sédiments de cours d'eau, 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.

LES DÉPÔTS ATMOSPHERIQUES DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE

A large, stylized green number '202' is positioned on the right side of the page. The '0' is a simple circle, and the '2' is a simple, bold numeral. The number is partially overlaid by a solid green vertical bar on the left side of the page.

202

2.1. LES ESSAIS NUCLÉAIRES ATMOSPHÉRIQUES ET L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL	14
2.2. LES CHUTES DE SATELLITES	14
2.3. L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA	15

O2

LES DÉPÔTS ATMOSPHERIQUES DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE

2.1. LES ESSAIS NUCLÉAIRES ATMOSPHERIQUES ET L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Les essais nucléaires atmosphériques au cours des années 50 à 80 et l'explosion du réacteur de la centrale de Tchernobyl (26 avril 1986) sont à l'origine de dépôts de radioéléments artificiels sur la surface du territoire national. Le ^{137}Cs (produit de fission dont la période radioactive est de 30 ans) ainsi que d'autres radionucléides comme le radiostrontium (^{90}Sr , période radioactive de 28 ans) ou le plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$, période radioactive de plusieurs milliers d'années) constituent des traceurs emblématiques de ces dépôts, encore présents dans l'environnement plusieurs dizaines d'années après les dépôts.

Les prélèvements de sols et les mesures de l'activité en ^{137}Cs effectués par l'IRSN ont permis d'évaluer les dépôts surfaciques de ce radionucléide artificiel (exprimés en Bq.m^{-2}) (Roussel-Debet *et al.*, 2007). Ainsi, les dépôts atmosphériques touchent l'ensemble du territoire à des degrés très variables d'une zone à l'autre (Figure 1). Les zones montagneuses sont les zones les plus touchées par les retombées des tirs. L'activité des sols est trois à quatre fois plus élevée dans les zones de montagne en comparaison de la plaine. En effet, les observations de terrain montrent que les dépôts de ^{137}Cs provenant des tirs atmosphériques sont corrélés avec les pluies, plus accentuées sur les sommets (Le Roux *et al.*, 2010). Les activités élevées des isotopes du plutonium et du ^{90}Sr également observées dans les zones de montagne proviennent des retombées des tirs d'armes nucléaires (Pourcelot *et al.*, 2007 ; Le Roux *et al.*, 2010).

Les zones les plus marquées par les dépôts consécutifs à l'accident de Tchernobyl (dépôts de

^{137}Cs supérieurs à $10\,000\text{ Bq.m}^{-2}$) sont localisés dans l'Est du territoire, tant en plaine (Vallée du Rhône et plaine d'Alsace, par exemple) qu'en montagne (les Vosges, le Jura, les Alpes du Sud, la Corse) : il s'agit des portions du territoire où les précipitations ont été les plus importantes dans les jours qui ont suivi l'accident de Tchernobyl, début mai 1986 (Renaud *et al.*, 2003).

2.2. LES CHUTES DE SATELLITES

Bien avant l'énergie solaire, les radionucléides artificiels (isotopes de l'U et du Pu) ont été utilisés comme source d'énergie dans les satellites. Les États-Unis ont utilisé cette technologie pour 19 engins (Deprés, 1995).

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 ^{238}Pu sous forme de particules submicrométriques d'oxyde, soit une activité en ^{238}Pu presque double de celle due à l'ensemble des essais militaires (De Bertoli et Gaglione., 1969). 80 % des retombées de ^{238}Pu se sont faites dans l'hémisphère sud, entre 1965 et 1973. Le dépôt de ^{238}Pu en France n'est cependant pas négligeable ($0,96\text{ Bq.m}^{-2}$, d'après Duffa, 2001). Cette source de plutonium s'ajoute au plutonium émis lors des tests nucléaires (Hardy *et al.*, 1973 ; Perkins *et al.*, 1980).

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 ^{235}U sont à l'origine de la dissémination d'uranium dans l'atmosphère à 40 et 76 km d'altitude, respectivement (Krey *et al.*, 1979 ; Leifer *et al.*, 1987). En effet, les prélèvements atmosphériques et les mesures réalisés

FOCUS

« Tchernobyl, 30 ans après : la cartographie citoyenne de l'ACRO ».

L'Association de Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest (ACRO)RO, association « loi de 1901 », créée en 1986 à la suite de la catastrophe de Tchernobyl est agréée « protection de l'environnement » et dotée de son propre laboratoire d'analyse de la radioactivité. Elle a pour projet de rendre le citoyen acteur de la surveillance de son environnement comme de son information, mais également acteur dans le cadre de processus de concertation.

En 2004, l'ACRO met en place l'Observatoire Citoyen de la Radioactivité dans l'Environnement qui permet, par un réseau de citoyens bénévoles préleveurs d'échantillons, de connaître les niveaux et les tendances de la radioactivité dans l'environnement, en complément de la surveillance faite par les exploitants et les organismes de contrôle. Cet observatoire a été activé lors de l'arrivée de masses d'air en provenance de Fukushima sur la France, les données recueillies ont été rendues publiques sur le site de l'ACRO et dans la base de données du réseau national de mesure de la radioactivité (RNM-RE).

En 2014, l'ACRO lance la cartographie citoyenne « Tchernobyl, 30 ans après ? ». Quelles activités trouve-t-on encore aujourd'hui dans notre environnement ? Les denrées contaminées sont-elles les mêmes qu'en 1986 ? Pour cela, l'ACRO fait appel aux préleveurs volontaires de France et d'Europe. Le premier objectif est de « photographier » les niveaux de contamination des territoires (France et pays voisins) ; le second est de répondre aux attentes des citoyens préleveurs, relatives aux niveaux de contamination des denrées alimentaires produites, cultivées, récoltées et consommées autour de chez eux.

Un site internet dédié www.tchernobyl30.eu.org donne les résultats obtenus : 15 mois après le lancement, 362 échantillons ont été reçus de 91 préleveurs différents depuis 13 pays de prélèvement. Des partenaires tels que « L'observatoire mycologique » et l'association « Les enfants de Tchernobyl » ont participé aux prélèvements. L'ACRO tire un bilan positif de cette opération, en termes de participation, d'implication et de taux de couverture. Elle estime que la répartition globale du césium-137 à travers le pays est conforme à l'attendu. Les représentants de l'association indiquent que « 100 % des sols analysés sont marqués par le césium-137 (Tchernobyl et bombes) 30 ans après les dépôts, malgré la migration ». Ils notent aussi que l'activité résiduelle est parfois très importante dans les premiers centimètres ; que la quasi-totalité des champignons est marquée par le césium-137 ; que presque toutes les espèces semblent concernées mais avec une répartition géographique différente de celle des sols (rôle du facteur de concentration). Les fruits et légumes semblent relativement épargnés par les résidus des retombées.

par l'US-DOE quelques mois après ces incidents, à des altitudes comprises entre 25 et 40 km, témoignent d'enrichissements des filtres en ^{235}U ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ atteint 1,5). À partir de ces mesures et en estimant la signature isotopique du générateur ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 10,6$), les experts américains ont calculé la quantité de ^{235}U injectée dans la stratosphère (44 ± 15 kg pour Cosmos-1402). À 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. Rappelons en effet que l'activité naturelle des sols en uranium-238 n'est pas négligeable (40 Bq.kg^{-1} , en moyenne).

2.3. 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 d'iode 131, césiums 134 et 137 ont été détectées de fin mars jusqu'en mai 2011 dans l'air, les eaux de pluie et dans quelques denrées (légumes feuille, lait...) avec des concentrations 500 à plus de 1 000 fois inférieures à celles mesurées début mai 1986 en France suite à l'accident de Tchernobyl. L'influence de ces dépôts n'est plus mesurable depuis mi-2011 (IRSN, 2011).

STRATÉGIE D'ÉTUDE : PRÉLÈVEMENTS ET MESURES

03

3.1. EMPRISE ET LOCALISATION DES ZONES ÉTUDIÉES	18
3.2. STRATÉGIE D'ÉTUDE DU MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL	20
3.2.1. Les fleuves de l'Est de la Corse	20
3.2.2. Les lacs du Mercantour	21
3.3. STRATÉGIE D'ÉTUDE EN MILIEU TERRESTRE	21
3.3.1. Prélèvements des sols	21
3.3.2. Prélèvements dans les zones de prairie permanentes	23
3.3.3. Prélèvements dans les zones de forêt	25
3.4. STRATÉGIE DE MESURE	26
3.4.1. Mesure des radionucléides artificiels dans les échantillons	26
3.4.2. Expression de l'activité des radionucléides artificiels.....	26
3.4.3. Autres mesures effectuées sur les échantillons	27
3.4.4. Mesures <i>in situ</i>	27

03

STRATÉGIE D'ÉTUDE : PRÉLÈVEMENTS ET MESURES

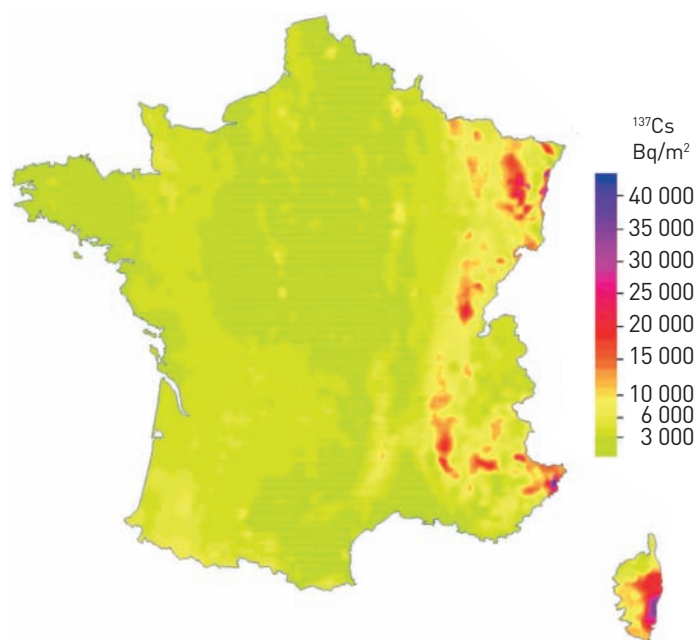
3.1. EMPRISE ET LOCALISATION DES ZONES ÉTUDIÉES

Les zones étudiées sont les portions du territoire les plus influencées par les dépôts atmosphériques provenant, dans des proportions variables, des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (« tirs ») et de l'accident de Tchernobyl. Initialement, les dépôts comportaient une palette importante de radionucléides, dont ne subsistent à l'heure actuelle que ceux qui possèdent les plus longues périodes radioactives,

parmi lesquels le ^{137}Cs , le ^{90}Sr , les isotopes du plutonium et, à l'état de traces, le tritium et le ^{14}C qui sont exclus de la présente étude.

Le ^{137}Cs , dont la répartition spatiale et le comportement ont été très étudiés, aisément mesurable et présent dans tous les compartiments, est l'indicateur choisi pour définir l'emprise spatiale du constat. La carte théorique des densités totales de dépôt (total des activités imputables aux retombées des tirs et de Tchernobyl), établie par l'IRSN, permet de visualiser les zones sur lesquelles les activités en césium des sols sont potentiellement les plus élevées (Figure 1).

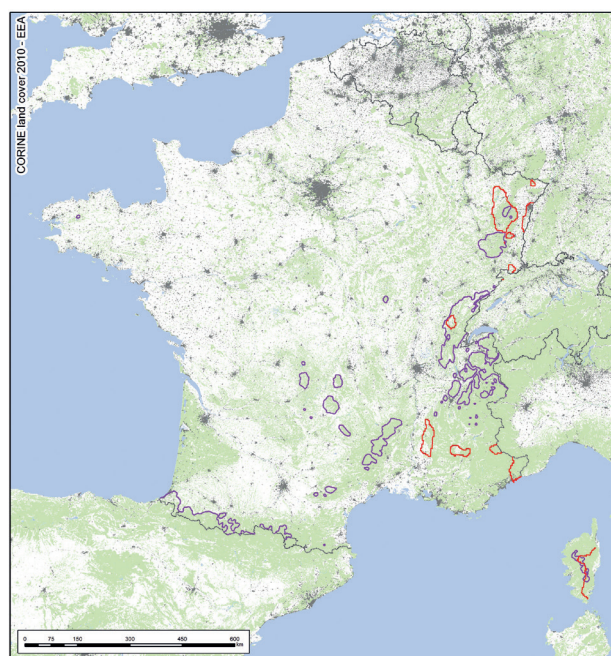
FIGURE 1 / CARTOGRAPHIE DES DÉPÔTS THÉORIQUES DE ^{137}Cs (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) PROVENANT DES TESTS ATMOSPHÉRIQUES D'ARMES NUCLÉAIRES ET DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL EN FRANCE MÉTROPOLITAINE, MISE À JOUR EN 2008 (IRSN)



Deux valeurs seuil de l'activité surfacique en ^{137}Cs de 3 000 et 10 000 Bq.m^{-2} ont été arbitrairement retenues pour localiser respectivement les zones touchées par les retombées des tirs atmosphériques d'armes nucléaires et celles qui ont surtout subi les dépôts consécutifs à l'accident

de Tchernobyl (Figure 1). La valeur seuil de 10 000 Bq.m^{-2} correspond à une activité des sols de l'ordre de 20 à 30 Bq.kg^{-1} , valeur « haute » de l'activité mesurée dans les sols (Roussel-Debet *et al.*, 2007).

FIGURE 2 / ZONES D'ÉTUDE DU CONSTAT RADIOLOGIQUE DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE, BASÉES SUR LA CARTOGRAPHIE DES DÉPÔTS THÉORIQUES EN ^{137}Cs PROVENANT DES ESSAIS NUCLÉAIRES ATMOSPHÉRIQUES (dépôts > 3 000 Bq.m^{-2}) ET DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL (dépôts > 10 000 Bq.m^{-2})



— Tchernobyl (10 000 Bq.m^{-2}) — Tirs atmosphériques (3 000 Bq.m^{-2})

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, des Alpes du Sud et de l'Est la Corse) ainsi que des régions de plaine de l'Est du territoire (portion de l'Alsace et de la Vallée du Rhône, figure 2). Ces portions du territoire sont dominées par les apports consécutifs à l'accident de Tchernobyl et intègrent également à des degrés variables les retombées des tests d'armes nucléaires, comme en témoignent les études de terrain menées par l'IRSN (Renaud *et al.*, 2003 ; Pourcelot *et al.*, 2003a ; Roussel-Debet *et al.*, 2007 ; Solovitch-Vella *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 (le Puy-de-Dôme, les Cévennes et la Montagne-Noire), des Alpes du Nord et des Pyrénées. Les données acquises en Savoie, Montagne-Noire et dans le Puy-de-Dôme montrent que le ^{137}Cs et le plutonium proviennent des retombées consécutives aux tirs atmosphériques (Le Roux *et al.*, 2008 ; Le Roux *et al.*, 2010). La vallée du Rhône et l'Alsace, qui ont fait précédemment l'objet de mesures dans le cadre des constats radiologiques « Vallée du Rhône » et « Nord-Est », ne font pas partie de la présente étude. Par contre, le massif des Pyrénées sera étudié dans le présent constat. Par ailleurs, les zones étudiées ne comportent aucune installation nucléaire de sorte que la rémanence des dépôts atmosphériques constitue la principale source de radioactivité artificielle.

Sur les surfaces retenues, à savoir les Vosges, le Jura, les Alpes du Sud, l'Est de la Corse et les Pyrénées, des sites d'études ont été sélectionnés pour y réaliser des prélèvements. Il s'agit souvent de sites où les données précédemment acquises par l'IRSN servent d'éléments de comparaison. La stratégie de prélèvement proposée a également pour but de combler des lacunes d'informations en certains points du territoire, comme le massif des Pyrénées ou pour certaines matrices comme les gibiers, pour lesquels peu de données sont disponibles à l'heure actuelle.

3.2. STRATÉGIE D'ÉTUDE DU MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL

La rémanence du ^{137}Cs a été étudiée dans deux milieux aquatiques situés dans deux zones différentes du territoire exposées aux dépôts

consécutifs à l'accident de Tchernobyl. Il s'agit des fleuves côtiers de l'Est de la Corse et des lacs d'altitude du Parc National du Mercantour, qui ont fait l'objet de prélèvements et de mesures lors d'études précédentes menées par l'IRSN (voir synthèse présentée dans le paragraphe 5). Les matrices prélevées sont des sédiments, des poissons, des mousses aquatiques et de l'eau de surface. Les méthodes de prélèvements et de traitement ainsi que la liste des échantillons prélevés sont détaillés en annexe (paragraphe 8.1 et 8.2).

3.2.1. Les fleuves de l'Est de la Corse

Des prélèvements de sédiments et de poissons ont été réalisés en juin 2013 dans trois fleuves (le Golo, le Tavignano et le Fium'Orbo) et un étang (réservoir de Teppe-Rosse) de l'Est de la Corse (Figure 3). L'activité en ^{137}Cs des deux matrices est présentée dans le paragraphe 4, puis comparée aux mesures réalisées en 1987 sur ces sites par l'IRSN (paragraphe 5).

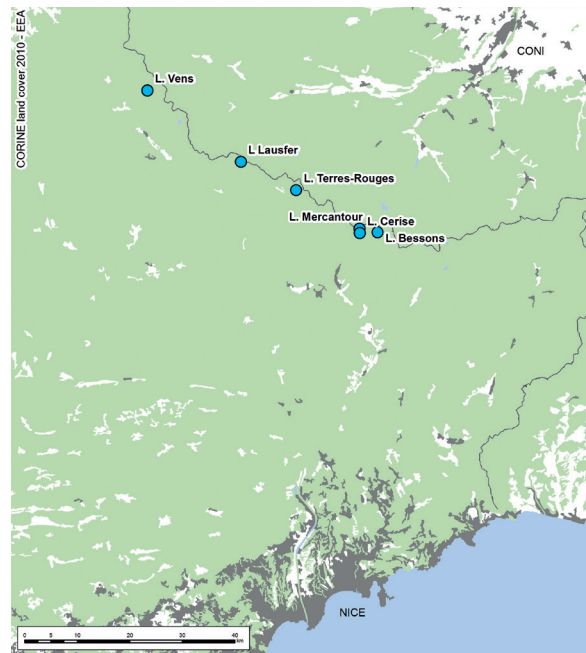
FIGURE 3 / LOCALISATION DES SITES DE PRÉLÈVEMENTS DANS LES FLEUVES DE L'EST DE LA CORSE



3.2.2. Les lacs du Mercantour

Des prélèvements d'eau de surface, de sédiments et de mousses aquatiques ont été réalisés au cours de l'été 2013 dans six lacs du Parc National du Mercantour (Lac du Mercantour, Lac Cerise, Lac Lausfer, Lac Bessons, Lac des Terres-Rouges, Lac de Vens inférieur) (Figure 4). L'activité en ^{137}Cs des différentes matrices sera détaillée dans le paragraphe 4, puis comparée aux mesures réalisées précédemment sur ces sites par l'IRSN (paragraphe 5).

FIGURE 4 / LOCALISATION DES SITES DE PRÉLÈVEMENTS DANS LES LACS AU SEIN DU PARC NATIONAL DU MERCANTOUR



● Lac ou réservoir

3.3. STRATÉGIE D'ÉTUDE EN MILIEU TERRESTRE

Dans les zones identifiées au début de ce paragraphe (Vosges, Jura, Mercantour, Corse et Pyrénées), la rémanence de la radioactivité artificielle en milieu terrestre a été étudiée grâce à des prélèvements et des mesures de sols, de matrices végétales et animales. Dans certains cas, il s'agit de sites où l'IRSN a effectué des prélèvements et des mesures au cours d'études précédentes. Dans d'autres cas, les sites de prélèvements sont choisis sur la base de critères tels que l'altitude, la nature et l'occupation du sol, etc. Les méthodes de prélèvements et de traitements ainsi que la liste des échantillons prélevés sont détaillées en annexe (paragraphe 8.1 et 8.2).

3.3.1 Prélèvements des sols

Des prélèvements et des mesures de sols sont réalisés dans le but d'évaluer la variabilité de

l'activité des principaux radionucléides artificiels de longue période radioactive (^{137}Cs , ^{241}Am , isotopes du plutonium et ^{90}Sr) dans les zones retenues. La variabilité de l'activité de ces radionucléides sera examinée à différentes échelles d'observations.

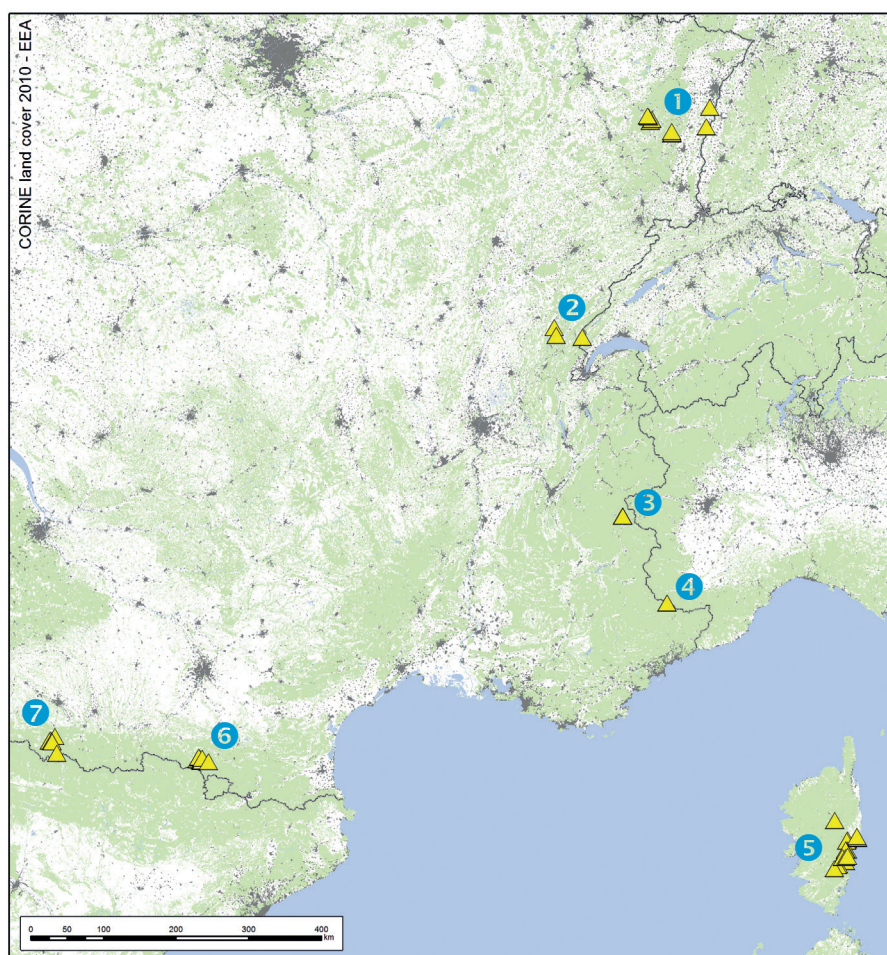
- La variabilité de la répartition verticale des radioéléments dans les profils de sol est présentée. Les variations verticales de l'activité sont la conséquence de la migration des radionucléides et, dans une bien moindre mesure, du transfert des radionucléides dans la végétation (recyclage par la litière en forêt). Ces migrations et transferts sont liés aux types de sol ainsi qu'aux propriétés des différents radionucléides. Ainsi, les prélèvements des sols sont réalisés à différentes profondeurs, de la surface du sol à plusieurs dizaines de centimètres de profondeur.
- Les inventaires des radionucléides artificiels des sols sont comparés entre eux, dans le but d'évaluer la variabilité au sein de chaque zone d'étude ainsi que les variations entre les différentes zones d'étude.

- Dans le cas des zones d'altitude supérieure à 2 000 m des Alpes du Sud (Massifs du Mercantour et des Écrins), des prélèvements de sols de « points chauds » ont été réalisés au sein d'une parcelle de terrain (quelques milliers de m²). Rappelons que certaines prairies d'altitude du Mercantour comportent des « points chauds » qui concentrent fortement le ¹³⁷Cs (plusieurs dizaines de milliers de Bq.kg⁻¹) sur quelques décimètres à un mètre carré, environ (Pourcelot *et al.*, 2003).

Les échantillons de sol prélevés par l'IRSN sur les différentes zones d'étude (Corse, Mercantour, Vosges, Jura, Alpes du Sud, Ariège et Pyrénées-Atlantiques) sont représentés sur la figure 5 et répertoriés en annexe (paragraphe 8.2).

Certains prélèvements sont effectués sur des sites échantillonnés au début des années 2000 par l'IRSN, dans le cadre des études menées sur les retombées de Tchernobyl en France. Il s'agit de certains sites de l'Est de la Corse (sites de

FIGURE 5 / LOCALISATION DES SITES DE PRÉLÈVEMENTS DES SOLS



- 1 9 sites de prélèvements : Aubure (3), Diebolsheim, Erstein, Hubache (2), Robache, Saint-Jean d'Ormont
- 2 4 sites de prélèvements : Les Rousses, Châtel-de-Joux (2), Cogna
- 3 2 sites de prélèvements : Col du Granon (2)
- 4 2 sites de prélèvements : Isola 2000 (2)
- 5 17 sites de prélèvements : Casabianda (3), Solaro (2), Ventiseri (3), Pediquarcu (2), Ghisonaccia Gare (2), Tobia (2), Arggiavara, Solenzara, Col de Larone, Col de Bavella
- 6 8 sites de prélèvements : Aulus-les-Bains, Counnebière, Étang de Labant, Port de Salex, Étang de Lers, Vicquedessos, Port de Lers
- 7 6 sites de prélèvements : Laruns, Cabane de Québes, Col de Besse, Fond de Besse, Cabanne de Lusque, Goust

prélèvements, situés entre Solenzara et Aléria), des Vosges (Aubure : 3 sites de prélèvements), du Jura (Les Rousses, Cogna et Châtel-de-Joux : 4 sites de prélèvements) et du Mercantour (Isola 2000 : 2 sites de prélèvements). Des prélèvements complémentaires sont réalisés dans ces zones : dans les Vosges (Hurbache, Robache et Saint-Jean-d'Ormont : 4 sites de prélèvements), en Alsace (2 sites de prélèvements, à Diebolsheim et à Erstein) et dans le Massif des Écrins (3 sites de prélèvements au Col du Granon).

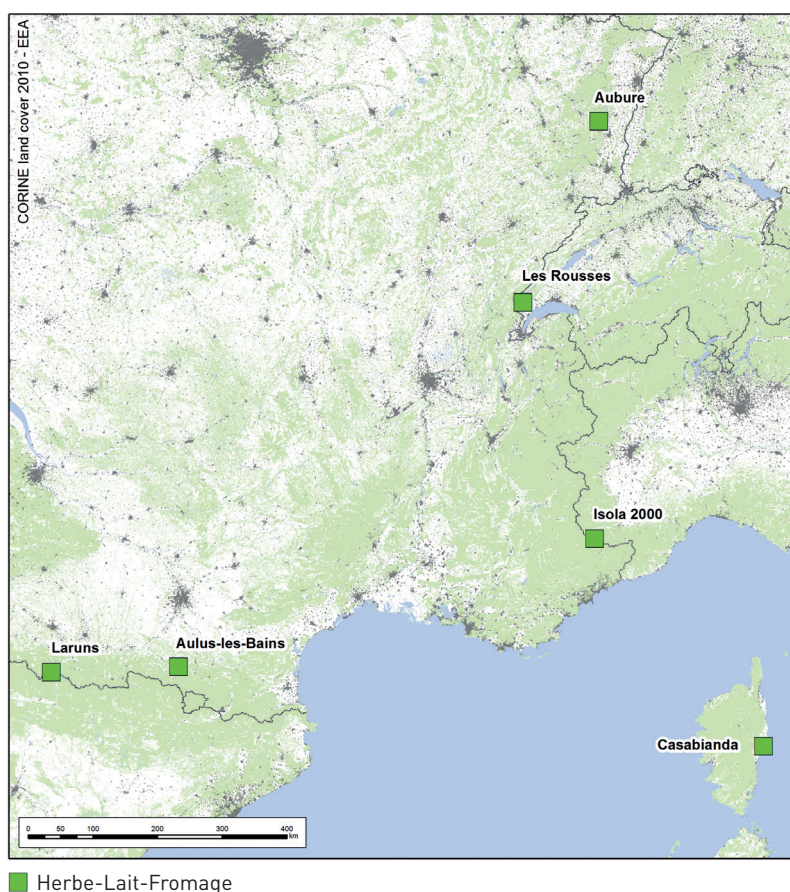
D'autres prélèvements sont réalisés dans les Pyrénées (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), qui n'ont pas été étudiées à ce jour par l'IRSN, mais où, *a priori*, la radioactivité artificielle provient essentiellement des retombées des essais nucléaires (Figure 2). Comme les dépôts de ^{137}Cs et de plutonium provenant des essais nucléaires sont corrélés avec les précipitations moyennes

annuelles et l'altitude (Mitchell *et al.*, 1991 ; Le Roux *et al.*, 2008 ; Le Roux *et al.*, 2010), les prélèvements de sols ont été réalisés en tenant compte de l'altitude, au-dessus du village d'Aulus-les-Bains (Ariège) entre 750 et 1 800 m d'altitude et au-dessus du village de Laruns (Pyrénées-Atlantiques), entre 600 et 1 700 m d'altitude. Ces deux zones d'étude comportent 8 et 6 points de prélèvements, respectivement.

3.3.2. Prélèvements dans les zones de prairie permanentes

Sur chacune des zones étudiées (Mercantour, Corse, Jura, Vosges, Ariège et Pyrénées-Atlantiques), le choix s'est porté sur une parcelle de prairie permanente représentative du massif étudié, sur laquelle des prélèvements de végétaux sont réalisés (Figure 7).

FIGURE 6 / LOCALISATION DES POINTS DE PRÉLÈVEMENTS DANS LES ZONES DE PRAIRIE PERMANENTES



Cette matrice permet d'étudier le transfert de la radioactivité artificielle (^{137}Cs et ^{90}Sr) dans les végétaux des prairies. En complément, le lait ainsi que le fromage produit à partir du lait issu des troupeaux qui broutent la prairie sont également prélevés. En effet, le lait est un excellent intégrateur de la contamination des parcelles broutées par les troupeaux. En Corse, le lait produit dans l'exploitation de Casabianda est envoyé sur le continent pour y être transformé en fromage, de sorte que le prélèvement de celui-ci n'a pas été effectué.

Enfin, le sol des parcelles de prairie est échantillonné en complément. Ainsi, les données obtenues doivent permettre d'évaluer et de comparer le transfert des produits de fission (^{137}Cs et ^{90}Sr) dans les végétaux des prairies, le lait et les fromages des différentes zones étudiées.

FIGURE 7 / PRÉLÈVEMENTS DES VÉGÉTAUX DE LA PRAIRIE À ISOLA 2000 (Massif du Mercantour)



FOCUS

Questions / réponses sur les prélèvements réalisés

Lors des deux réunions publiques (des 28 mai 2015 et 26 janvier 2016) organisées par l'IRSN pour présenter la démarche puis les résultats aux membres d'associations et de commissions locales d'information, les questions posées sur les prélèvements réalisés concernaient en particulier les critères de choix des lieux et des types d'échantillons (ou matrices) prélevés :

*Avez-vous fait des prélèvements dans des zones où il pourrait y avoir de l'accumulation ?
Comment s'est fait le choix des zones ?*

L'IRSN a compilé toutes les données dont il disposait. Il s'est également appuyé sur des cartes de dépôts établies à l'aide de modèles utilisant une relation pluie-dépôt montrant que les zones les moins arrosées présentent les activités les plus faibles.

« Quelles baies ? en mélange ? Il est demandé à l'IRSN, dans son rapport, de présenter les résultats pour chaque baie et non en mélange ».

Dans la mesure du possible, l'IRSN a pris en compte les demandes relatives au format de restitution souhaité (voir tableau 10 et figure 24 pour les résultats concernant les baies).

Certaines matrices comme le vin, la charcuterie ou les pommes de terre ne font pas l'objet de prélèvements. L'IRSN a exposé les raisons de ses choix :

« Cas du vin » : Les données existantes montrent que les teneurs en ^{137}Cs sont très faibles dans cette matrice, et de plus dans certains cas, il n'y a pas de vignoble aux altitudes de prélèvement.

« Cas de la charcuterie » : Les mesures privilégient des denrées fraîches (gibier).

Dans le cas du saucisson par exemple le temps de séchage pourrait faire varier les résultats. Les produits transformés posent également des questions de traçabilité, l'origine réelle de leurs constituants étant parfois incertaine.

« Cas de la pomme de terre » : les pommes de terre n'ont pas été retenues car leur zone de culture ne correspond pas avec les zones d'étude : la pomme de terre est cultivée en plaine, les zones d'étude concernent essentiellement les reliefs (où ont eu lieu les dépôts les plus importants).

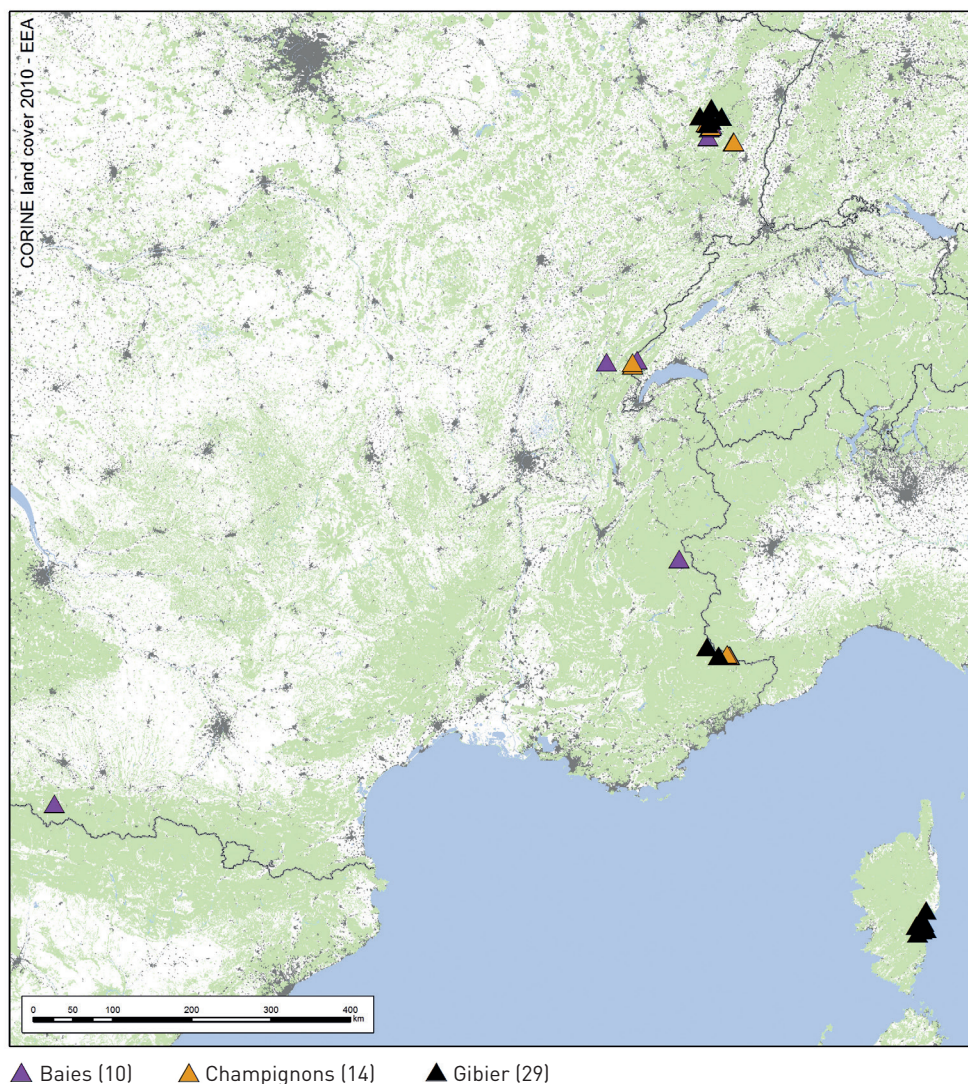
3.3.3. Prélèvements dans les zones de forêt

Dans les zones de forêt, la rémanence de la radioactivité est particulièrement marquée. En effet, en comparaison des milieux agricoles, la migration vers la profondeur du ^{137}Cs dans les sols de forêt est relativement limitée, car le ^{137}Cs est recyclé par la végétation forestière qui alimente en continu la litière à la surface des sols (AIEA, 2006). Ceci explique que le ^{137}Cs est concentré à la surface des sols et que les denrées provenant des forêts (champignons, baies et gibiers) témoignent, plusieurs

dizaines d'années après les dépôts, de niveaux importants de l'activité en ^{137}Cs . En plus des sols, des échantillons de champignons (bolets, vesses de loup, lactaires et chanterelles) et de baies (fraises des bois, myrtilles et framboises) ont été prélevés par l'IRSN dans les Vosges, le Jura, le Mercantour, les Écrins et les Pyrénées-Atlantiques (cf. annexe 8.2.2.2). Les échantillons de gibiers sont fournis par les fédérations départementales des chasseurs de Haute-Corse, des Vosges et des Alpes-Maritimes¹.

1. La Fédération des chasseurs du Jura n'a pas fourni d'échantillons.

FIGURE 8 / LOCALISATION DES POINTS DE PRÉLÈVEMENTS DANS LES FORÊTS



3.4. STRATÉGIE DE MESURE

3.4.1. Mesure des radionucléides artificiels dans les échantillons

Après préparation, tous les échantillons prélevés sont conditionnés pour la mesure de l'activité du ^{137}Cs et, en fonction du niveau d'activité², de l' ^{241}Am par spectrométrie gamma. Dans quelques échantillons de sols, de végétaux, de lait et de fromage, l'activité en ^{90}Sr a été mesurée par scintillation liquide, après incinération, minéralisation et séparation radiochimique. Dans quelques échantillons de sols, l'activité des isotopes du plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$ et ^{238}Pu) et de l' ^{241}Am est mesurée par spectrométrie alpha, après incinération, minéralisation et séparation radiochimique.

3.4.2. Expression de l'activité des radionucléides artificiels

L'activité massique dans les sols et les sédiments est exprimée en becquerel par kilogramme de matière sèche (Bq.kg^{-1} sec). L'activité massique dans les bioindicateurs du milieu aquatique et du milieu terrestre (mousses aquatiques et végétaux de la prairie, respectivement) est également exprimée en becquerel par kilogramme de matière sèche (Bq.kg^{-1} sec). L'activité dans les denrées solides (les poissons, le fromage, les baies, les champignons et la viande de gibier) est exprimée en becquerel par kilogramme de matière fraîche (Bq.kg^{-1} frais). L'activité volumique dans l'eau de surface et le lait est exprimée en mBq.L^{-1} et en Bq.L^{-1} , respectivement. Les résultats sont accompagnés de l'incertitude statistique, calculée pour

un intervalle de confiance de 95 % et sont présentés dans les tableaux par : « valeur \pm incertitude » ($\pm 2 \delta$). Lorsque l'activité d'un radionucléide n'est pas détectable par la méthode de mesure, le seuil de décision (SD) est présenté dans les tableaux par « <SD » (SD = LD/2, avec LD la limite de détection).

Évaluation de l'activité surfacique des sols

L'activité surfacique (ou inventaire) des radionucléides artificiels (As exprimée en Bq.m^{-2}) dans les sols est calculée selon l'équation :

$$As = Am \times e \times \rho$$

Les termes de l'équation sont les suivants :

Am : activité massique d'un radionucléide artificiel, exprimée en Bq.kg^{-1} sec (tamisé),

e : épaisseur de sol échantillonné (en m),

ρ : densité apparente du sol en place (en kg.m^{-3}).

Cette grandeur est le rapport entre la masse et le volume de l'échantillon de sol prélevé. L'évaluation de la densité apparente est rendue possible par l'utilisation d'un carottier en acier, composé d'un cylindre d'acier qui permet de prélever un volume de sol donné (voir méthodes de prélèvements en annexe, paragraphe 8.1).

Ainsi, l'inventaire total d'un profil de sol (en Bq.m^{-2}) est calculé en sommant les activités surfaciques des différentes tranches de sol qui composent le profil. Le calcul des inventaires par cette méthode permet de comparer la contamination de différents sols, en s'affranchissant des variations de densité et d'épaisseur des sols d'un site à un autre ou des modes de prélèvements qui varient d'une étude à une autre (épaisseurs de sol et des tranches de sol prélevés).

2. ^{241}Am est mesuré par spectrométrie gamma dans les sols, lorsque l'activité massique dépasse $0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

3.4.3. Autres mesures effectuées sur les échantillons

En complément des mesures radiologiques, la teneur en différentes fractions granulométriques qui composent les sols et les sédiments (argile, limon et sable) a été mesurée.

3.4.4. Mesures *in situ*

Des mesures *in situ* de l'activité massique des radionucléides émetteurs gamma présents dans les sols et du débit de dose ont été effectuées dans quelques sites du Jura, des Vosges et d'Alsace, à l'aide d'un détecteur constitué d'un cristal de germanium et d'une sonde Téléray. Dans la méthode telle qu'elle est décrite dans l'ICRU 53 (<http://www.icru.org/home/reports/gamma-ray-spectrometry-in-the-environment-report-53>), 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.).

Les mesures ont été effectuées en 17 sites du Nord-Est de la France (cf. paragraphe 8.2.2.3, en annexe).

FIGURE 9 / MESURE *IN SITU* DE L'ACTIVITÉ SURFACIQUE EN ^{137}Cs (spectrométrie gamma mobile) ET DU DÉBIT DE DOSE (sonde TELERAY) AUX ROUSSES (Jura)



RÉSULTATS DES MESURES RÉALISÉES DANS LE PRÉSENT CONSTAT

04

4.1. RÉMANENCE EN MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL	30
4.1.1. Les fleuves de l'Est de la Corse	30
4.1.2. Les lacs du Mercantour	32
4.2. RÉMANENCE EN MILIEU TERRESTRE	35
4.2.1. Rémanence dans les sols	35
4.2.2. Rémanence dans les zones de prairies permanentes	47
4.2.3. Rémanence dans les zones de forêt	50

04

RÉSULTATS DES MESURES RÉALISÉES DANS LE PRÉSENT CONSTAT

4.1. RÉMANENCE EN MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL

4.1.1 Les fleuves de l'Est de la Corse

L'activité en ^{137}Cs dans les sédiments est relativement homogène, comprise entre $3,9 \pm 0,4$ et $5,8 \pm 0,6 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$, à l'exception des sédiments prélevés dans le *Golo*, à la station amont ($14 \pm 1,2 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$) (Tableau 1).

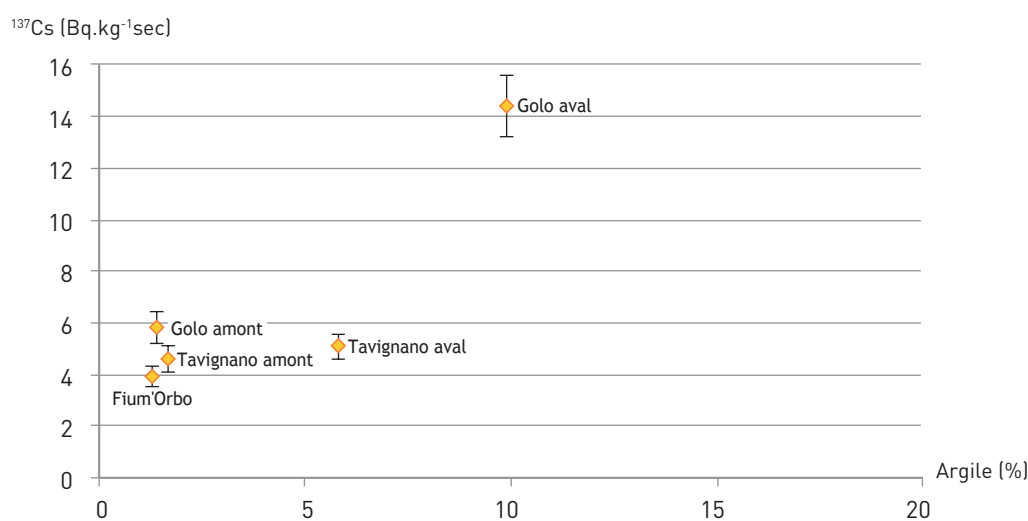
TABLEAU 1 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{137}Cs ET EN ^{40}K DANS LES SÉDIMENTS PRÉLEVÉS DANS LES FLEUVES DE L'EST DE LA CORSE (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$)

N°	Date	Sites de prélèvement	^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$)	^{40}K ($\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$)
33	10/06/2013	Fium'Orbo	$3,9 \pm 0,4$	930 ± 90
34	10/06/2013	Tavignano amont	$4,6 \pm 0,5$	890 ± 80
38	11/06/2013	Golo amont	$5,8 \pm 0,6$	$1\ 100 \pm 100$
39	11/06/2013	Golo aval	$14 \pm 1,2$	640 ± 60
40	11/06/2013	Tavignano aval	$5,1 \pm 0,5$	630 ± 60

Cette valeur de l'activité en ^{137}Cs plus élevée s'explique par une augmentation du taux d'argile (< 2 μm), qui atteint 10 % dans l'échantillon prélevé dans le *Golo* (Figure 10). L'activité en ^{40}K des sédiments (630 ± 60 à $1100 \pm 100 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$) est corrélée avec la teneur en sable ($20 \mu\text{m}^{-2} \text{ mm}$) des

sédiments ($r^2=0,8$). Ces observations montrent que l'activité actuelle en ^{137}Cs des sédiments, comme celle du ^{40}K , est liée à la composition des sédiments et plus précisément à la granulométrie : les sédiments les plus riches en argiles témoignent de l'activité en ^{137}Cs la plus élevée.

FIGURE 10 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{137}Cs (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$) DES SÉDIMENTS PROVENANT DES FLEUVES DE L'EST DE LA CORSE EN FONCTION DE LA TENEUR EN ARGILE (en %)



Comme dans les sédiments, l'activité en ^{137}Cs dans les anguilles pêchées dans les fleuves de l'Est de la Corse est relativement homogène, comprise entre $0,05 \pm 0,01$ et $0,09 \pm 0,01 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$ (Tableau 2). Bien que pêchées dans un réservoir d'eau stagnante, les carpes du réservoir de Teppe Rosse présentent une activité massique comparable à celle des anguilles ($0,04 \pm 0,01 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$).

TABLEAU 2 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ¹³⁷Cs DANS LES POISSONS PRÉLEVÉS DANS L'EST DE LA CORSE (en Bq.kg⁻¹ frais)

N°	Date	Sites de prélèvement	Espèces	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ frais)
32	10/06/2013	Fium'Orbo	Anguilles	0,05 ± 0,01
36	11/06/2013	Tavignano amont	Anguilles	0,05 ± 0,01
37	11/06/2013	Golo amont	Anguilles	0,09 ± 0,01
35	10/06/2013	Réservoir de Teppe Rosse	Carpes	0,04 ± 0,01

Par ailleurs, les données ne font apparaître aucun lien évident entre l'activité en ¹³⁷Cs des deux matrices (sédiments et poissons) provenant du même site.

4.1.2. Les lacs du Mercantour

L'activité en ¹³⁷Cs dans les sédiments des lacs du Mercantour est élevée, comprise entre 490 ± 50 et 2 310 ± 210 Bq.kg⁻¹ (Tableau 3). Dans ces sédiments, l'²⁴¹Am a également été mesuré, à des activités plus homogènes, comprises entre 1,4 ± 0,4 et 3,8 ± 0,6 Bq.kg⁻¹.

TABLEAU 3 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ¹³⁷Cs ET EN ²⁴¹Am DANS LES SÉDIMENTS DES LACS DU MERCANTOUR (en Bq.kg⁻¹ sec).
(pas d'échantillons disponibles pour le Lac des Terres-Rouges et le Lac du Mercantour)

N°	Date	Sites de prélèvement	²⁴¹ Am (Bq.kg ⁻¹ sec)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ sec)	⁴⁰ K (Bq.kg ⁻¹ sec)
7	25/09/2013	Lac Bessons	2,8 ± 0,6	2 310 ± 210	710 ± 80
19	11/10/2013	Lac Lausfer	3,8 ± 0,6	850 ± 80	670 ± 70
9	09/10/2013	Lac de Vens Inférieur	1,4 ± 0,4	490 ± 50	560 ± 60
4	24/09/2013	Lac Cerise	<1,1	1 160 ± 110	850 ± 90

Les données acquises pour les sédiments des lacs du Mercantour ne mettent pas en évidence de liens entre l'activité en ^{137}Cs ou en ^{241}Am et la teneur en argile ou en matière organique dans cette matrice.

Comme les sédiments, les mousses aquatiques témoignent d'une activité en ^{137}Cs relativement élevée et variable (entre 79 ± 8 et $940 \pm 90 \text{ Bq.kg}^{-1}$) et d'une activité en ^{241}Am plus faible et plus homogène (entre $2,6 \pm 0,9$ et $5,3 \pm 0,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$) (Tableau 4).

TABLEAU 4 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{137}Cs ET EN ^{241}Am DANS LES MOUSSES AQUATIQUES DES LACS DU MERCANTOUR (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$)

N°	Date	Sites de prélèvement	^{241}Am ($\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$)	^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$)	^{40}K ($\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$)
6	25/09/2013	Lac Bessons	$5,3 \pm 0,8$	173 ± 16	146 ± 19
20	11/10/2013	Lac Lausfer	$4,9 \pm 0,9$	940 ± 90	360 ± 50
2	24/09/2013	Lac du Mercantour	$4,7 \pm 0,9$	306 ± 28	180 ± 23
12	10/10/2013	Lac des Terres-Rouges	$2,6 \pm 0,9$	570 ± 60	95 ± 17
10	09/10/2013	Lac de Vens Inférieur	$<5,0$	79 ± 8	191 ± 27

L' ^{241}Am dans les mousses et les sédiments provient exclusivement des retombées des tirs d'armes nucléaires, ce qui explique que l'activité de ce radionucléide soit relativement homogène car les dépôts des tirs s'échelonnent sur plusieurs dizaines d'années. Une part du ^{137}Cs mesuré dans ces matrices provient également

des tirs, mais une proportion importante de ce radionucléide a été ajoutée par les dépôts de Tchernobyl, ce qui explique les activités souvent très élevées (plusieurs centaines et plusieurs milliers de Bq.kg^{-1} dans les mousses et les sédiments, respectivement) et très variables d'un site à l'autre.

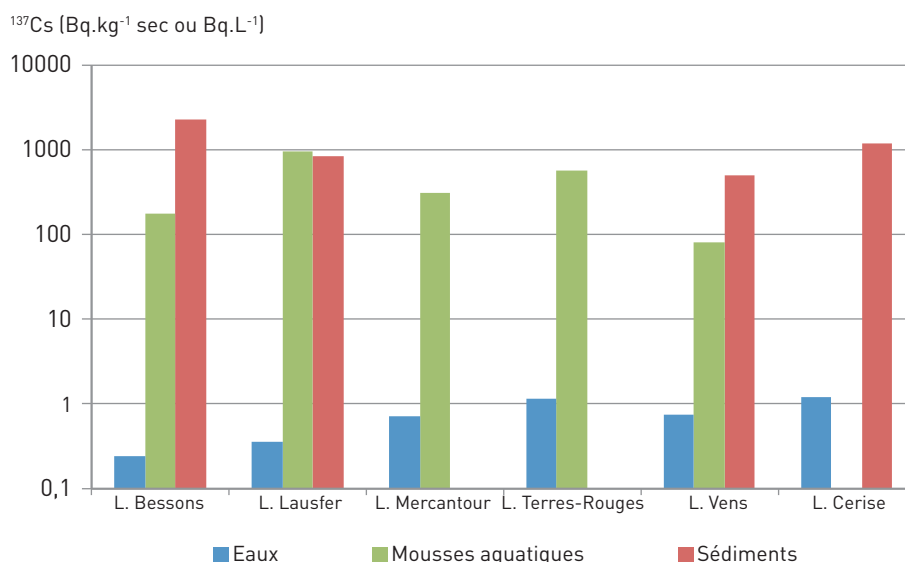
TABLEAU 5 / ACTIVITÉ VOLUMIQUE EN ^{137}Cs DANS LES EAUX DE SURFACE DES LACS DU MERCANTOUR (en mBq.L^{-1})

N°	Date	Sites de prélèvement	^{137}Cs (mBq.L^{-1})
5	25/09/2013	Lac Bessons	$0,24 \pm 0,03$
18	11/10/2013	Lac Lausfer	$0,35 \pm 0,05$
1	24/09/2013	Lac du Mercantour	$0,72 \pm 0,09$
11	10/10/2013	Lac des Terres-Rouges	$1,71 \pm 0,17$
8	05/10/2013	Lac de Vens Inférieur	$0,75 \pm 0,08$
3	24/09/2013	Lac Cerise	$1,18 \pm 0,13$

Dans les eaux de surface des lacs, seule l'activité en ^{137}Cs a été quantifiée par spectrométrie gamma (Tableau 5). L'activité volumique varie fortement d'un lac à un autre, entre $0,24 \pm 0,03$ (Lac Bessons) et $1,71 \pm 0,17 \text{ mBq.L}^{-1}$ (Lac des Terres-Rouges). Les variations de l'activité en ^{137}Cs dans l'eau de surface des lacs ne sont pas corrélées avec celles qui sont observées dans les autres matrices étudiées (sédiments et mousses aquatiques) (Figure 11).

Les données acquises dans les différentes matrices provenant des lacs du Mercantour témoignent d'une activité en ^{137}Cs élevée et variable d'un site à l'autre (variations d'un ordre de grandeur environ dans les mousses aquatiques et les eaux de surfaces). Mesuré moins fréquemment que le ^{137}Cs , l' ^{241}Am est moins variable que le ^{137}Cs dans les matrices étudiées (environ un facteur deux à trois, dans les sédiments et les mousses aquatiques).

FIGURE 11 / ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES DIFFÉRENTES MATRICES DES LACS DU MERCANTOUR (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ ou Bq.L^{-1})



4.2. RÉMANENCE EN MILIEU TERRESTRE

4.2.1. Rémanence dans les sols

Dans le premier paragraphe, les activités massiques des radionucléides artificiels (exprimées en Bq.kg^{-1}) sont présentées en s'attachant à évaluer la migration verticale dans les strates des sols étudiés. Puis, dans le deuxième paragraphe, les inventaires des radionucléides artificiels dans les sols des différentes zones d'étude (exprimés en Bq.m^{-2}) sont comparés entre eux. Enfin, le troisième et le quatrième paragraphe sont dévolus aux rapports d'activités, marqueurs des sources de la radioactivité artificielle et aux mesures *in situ* du débit de dose, respectivement.

4.2.1.1. Variabilité des activités massiques dans les profils de sol

Les activités massiques des radionucléides artificiels dans les sols sont présentées en annexe (paragraphe 8.3) et sur les figures 12 et 13. Les activités les plus élevées en ^{137}Cs sont observées dans la couche de surface des sols (jusqu'à 10 cm de profondeur), comme dans les profils d'Arggiavara, du Col de Bavella ou d'Aubure (Forêt de Schwarzenberg) où l'activité dépasse ou est très proche de 100 Bq.kg^{-1} . Au sommet des autres profils, l'activité de ce radionucléide varie entre 10 et 100 Bq.kg^{-1} . Dans l'ensemble des profils, l'activité en ^{137}Cs diminue avec la profondeur. La diminution est plus ou moins forte d'un profil à l'autre et l'activité est comprise entre $0,1$ et 1 Bq.kg^{-1} à 40 cm de profondeur.

Dans les profils des sols, la répartition du ^{90}Sr est différente de celle du ^{137}Cs . En effet, ce radionucléide témoigne d'une activité plus faible et qui varie peu en fonction de la profondeur. Ainsi, dans les quatre profils de l'Ariège et des Pyrénées-Atlantiques, l'activité en ce radionucléide artificiel varie entre $5\text{-}7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ entre 0 et 10 cm de profondeur et entre $2\text{-}3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ entre 30 et 40 cm. Dans le profil d'Hurbache (Vosges), les activités sont plus faibles (entre $2,7 \pm 1,8$ et $0,6 \pm 0,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$). Enfin, le profil de Tobia (Est de la Corse) présente une activité en ^{90}Sr quasiment homogène, variant entre $2,8 \pm 1,3$ et $3,3 \pm 1,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

Deux profils échantillonnés à Aubure (Vosges) permettent de comparer le comportement des deux produits de fission (^{137}Cs et ^{90}Sr) dans deux milieux différents (forêt de Schwarzenberg et zone de prairie de la Ferme du Brézouard). En ce qui concerne le ^{137}Cs , l'activité observée en surface du sol forestier ($91 \pm 9 \text{ Bq.kg}^{-1}$) est supérieure à celle du sol de prairie (entre 0 et 10 cm : 50 à 60 Bq.kg^{-1}). La litière prélevée au sommet du profil de la forêt témoigne d'une activité en ^{137}Cs ($65 \pm 6 \text{ Bq.kg}^{-1}$) du même ordre de grandeur que celle du sol ($91 \pm 9 \text{ Bq.kg}^{-1}$). Plus en profondeur, à partir de 20 cm, l'activité mesurée dans le sol de prairie ($7,4 \pm 0,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$) est environ deux fois supérieure à celle du sol forestier ($3,0 \pm 0,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$). Ces observations montrent qu'en milieu forestier le ^{137}Cs est maintenu dans la partie supérieure du profil par l'accumulation dans la litière, conséquence du recyclage de ce radionucléide par la végétation, alors que la migration verticale dans le sol des zones de prairie au-delà de 20 cm de profondeur est un peu plus marquée. Dans les deux profils, les phénomènes de migration sont plus accentués pour le ^{90}Sr , en comparaison du ^{137}Cs . Ainsi, dans le sol de prairie, l'activité la plus élevée ($105 \pm 11 \text{ Bq.kg}^{-1}$) est mesurée entre 40 et 47 cm de profondeur, alors que dans le sol de forêt, c'est la litière qui témoigne de l'activité la plus forte ($27 \pm 3 \text{ Bq.kg}^{-1}$). Dans les autres strates des deux sols, l'activité en radiostrontium est très faible (au maximum $2,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$) ou inférieure au seuil de décision. Ces observations confirment que les radionucléides se comportent différemment selon l'occupation du sol. Ainsi, dans le sol occupé par la prairie, le phénomène dominant est la migration verticale dans le sol, particulièrement visible pour le ^{90}Sr . Dans le cas du sol sous couvert forestier, la végétation joue un rôle prépondérant : le ^{90}Sr et dans une moindre mesure le ^{137}Cs , sont transférés aux végétaux et s'accumulent dans la litière. Les fortes migrations, particulièrement évidentes dans le cas du ^{90}Sr , sont probablement liées à la texture du sol à Aubure, riche en sable et pauvre en argile, qui favorise la migration du strontium et, dans une moindre mesure, du césium dans le sol de prairie (Figure 12) (Kashparov *et al.*, 1999 ; Shestopalov *et al.*, 2003).

FIGURE 12 / VARIABILITÉ DE L'ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{137}Cs , EN ^{90}Sr , EN $^{239+240}\text{Pu}$ ET EN ^{241}Am DANS LES PROFILS DE SOLS DES VOSGES ET DU JURA (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{.sec}$)

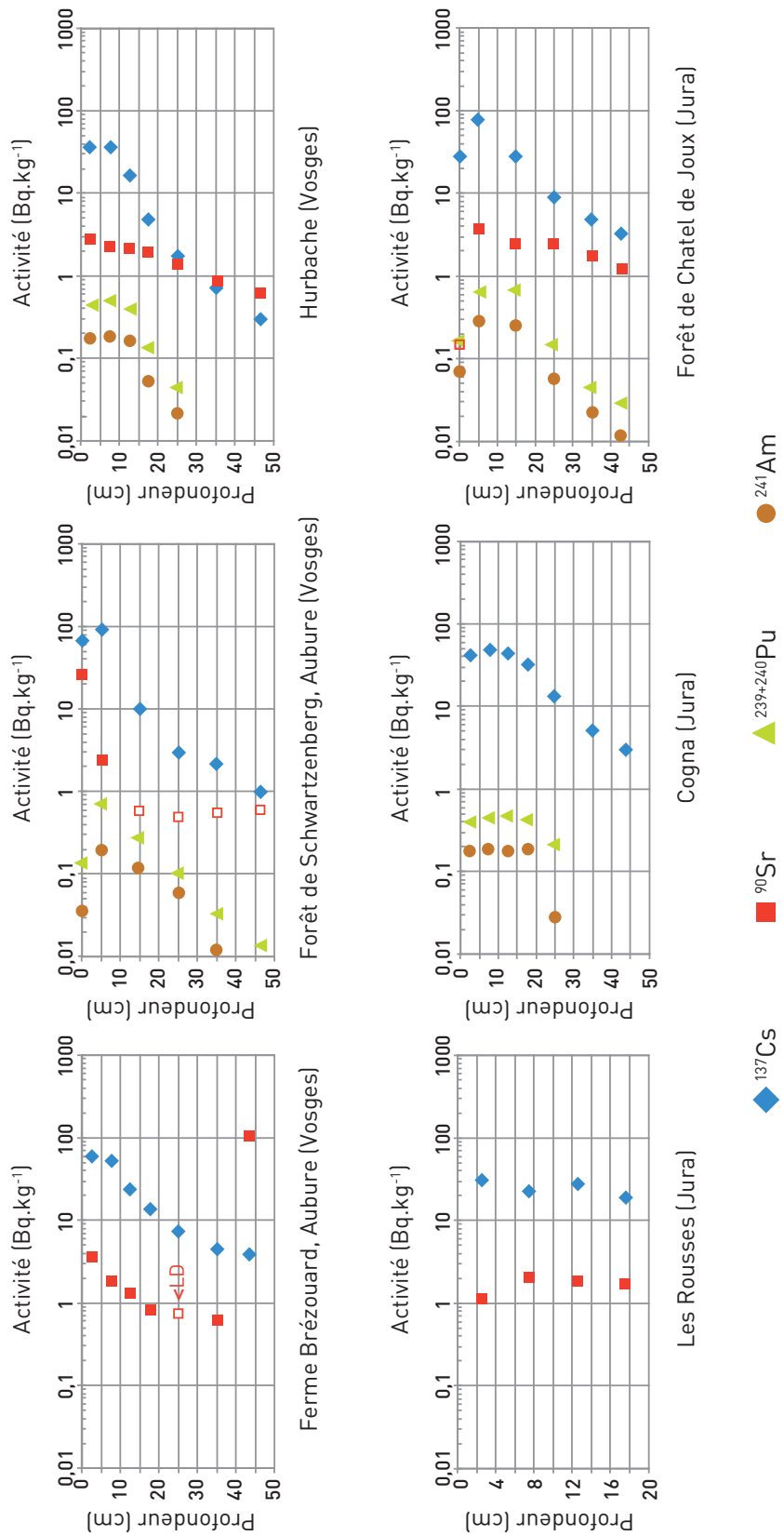
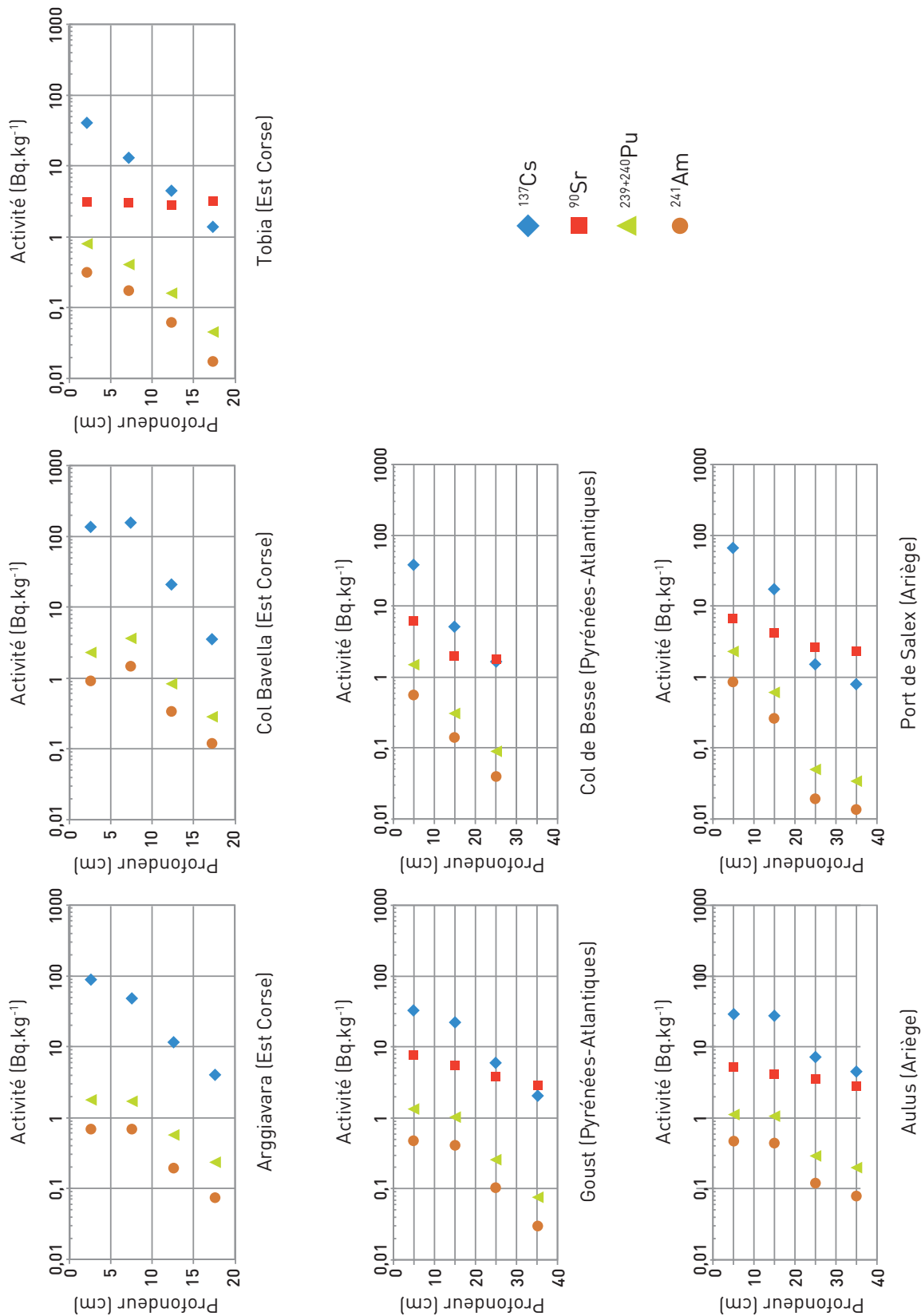


FIGURE 13 / VARIABILITÉ DE L'ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{137}Cs , EN ^{90}Sr , EN $^{239+240}\text{Pu}$ ET EN ^{241}Am DANS LES PROFILS DE SOLS DE L'EST DE LA CORSE, DE L'ARIÈGE ET DES PYRÉNÉES-ATLANTIQUES (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{.sec}$)

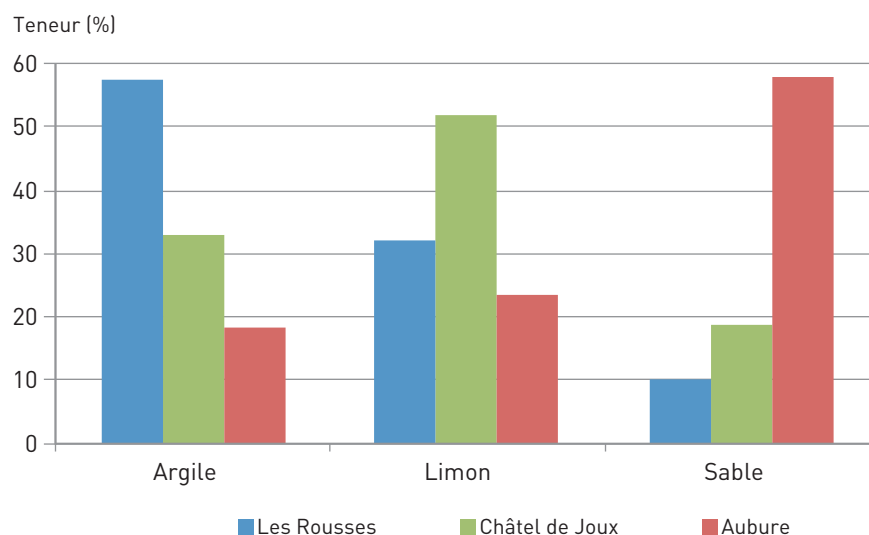


Dans le sol de forêt de Chatel-de-Joux (Jura), l'activité en ^{137}Cs est comparable à celle du sol des Vosges, en revanche, l'activité en ^{90}Sr ($1,3 \pm 0,6$ à $3,8 \pm 0,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$) est plus élevée que dans les sols des Vosges. Une autre différence réside dans les activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs mesurées dans la litière de la forêt de Chatel-de-Joux ($28 \pm 2,6$ et $<0,15 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivement), plus faibles que celles observées à Aubure (65 ± 6 et $27 \pm 3 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivement). Là encore, la texture du sol et plus précisément la teneur en argile³ des sols du Jura, plus élevée que dans le sol d'Aubure (Figure 14) explique potentiellement la rétention des radionucléides artificiels (AIEA, 2006). En effet, les minéraux argileux ralentissent la migration verticale et également les transferts dans les plantes comme en témoigne la faible activité dans la litière. En plus des argiles, d'autres paramètres des sols, plus ou moins interdépendants, déterminent également la migration des radionucléides dans les sols, comme le pH, la teneur en matière organique, la saturation en cations.

Par ailleurs, les activités mesurées dans les sols et les végétaux des zones de prairie permanentes (paragraphe 4.2.2.1) et la texture des sols (sableux dans les Vosges/argileux dans le Jura) montrent que le transfert aux plantes de la prairie est accentué dans les Vosges (Aubure), en comparaison du Jura (Les Rousses). Comme dans les Vosges, la texture du sol et notamment la teneur en argile des sols du massif du Jura est un critère essentiel qui explique la rémanence des radionucléides artificiels (^{90}Sr et ^{137}Cs) dans les sols. Ainsi, la surface spécifique élevée des microparticules argileuses ($< 2 \mu\text{m}$), issues des roches calcaires et des marnes, piège les radionucléides et réduit la mobilité de ceux-ci dans les sols et les transferts aux plantes des zones de prairie permanentes.

Dans la zone de prairie de Cogna (Jura), l'activité en ^{137}Cs et en $^{239+240}\text{Pu}$ est peu variable au sein du profil - entre 30 et 19 Bq.kg^{-1} et entre 0,5 et 0,2 Bq.kg^{-1} , respectivement - (Figure 12). La répartition de l'activité de ces radionucléides au sein du profil, homogène dans les vingt premiers centimètres, est probablement imputable au labour du sol sur cette épaisseur.

FIGURE 14 / COMPOSITION GRANULOMÉTRIQUE COMPARÉE DU SOL D'AUBURE (Vosges), DES ROUSSES ET DE CHÂTEL-DE-JOUX (Jura) (en % de masse)



3. Au-delà de la teneur en argile granulométrique, les minéraux argileux assurent la rétention des radionucléides.

Les prélèvements et les mesures des sols réalisés sur des « points chauds » dans les massifs du Mercantour et des Écrins révèlent des activités en ^{137}Cs extrêmement élevées ($23\,400 \pm 2\,200$ et $15\,800 \pm 1\,500 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivement). Ces activités excèdent largement l'activité mesurée au niveau des sols de référence prélevés à quelques mètres seulement de ces « points chauds » (64 ± 7 et $99 \pm 10 \text{ Bq.kg}^{-1}$, dans le Mercantour et les Écrins, respectivement) ainsi que les activités en ^{137}Cs mesurées dans les autres massifs (activité maximale en ^{137}Cs de l'ordre de 100 Bq.kg^{-1} en surface).

Généralement, l'activité des isotopes du plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) est supérieure à 1 Bq.kg^{-1} dans les dix premiers centimètres de sol. C'est le cas par exemple dans les profils de sol échantillonnés dans les Pyrénées et en Corse (Col de Bavella et Arggiavara). Au sein des profils, l'activité en plutonium diminue fortement en fonction de la profondeur, pour atteindre une valeur de l'ordre de $0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ à 25 cm de profondeur. Les profils de la répartition verticale de l' ^{241}Am sont identiques à ceux du plutonium dans la mesure où le rapport d'activité $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ des sols est homogène, de l'ordre de 0,4 (voir paragraphe 4.2.1.3).

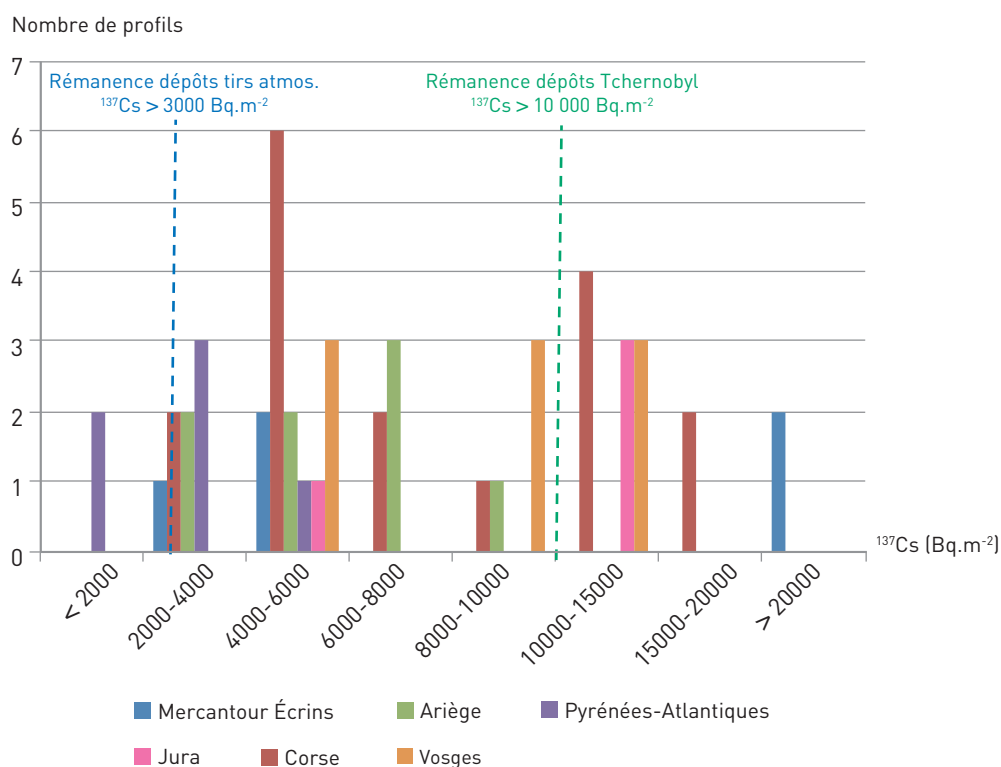
L'activité massique des radionucléides artificiels des sols des zones étudiées varie en fonction du radionucléide considéré (certains, comme les transuraniens, sont peu mobiles alors que le ^{90}Sr est transféré aux plantes et migre dans les sols), de certaines caractéristiques du milieu (propriétés physico-chimiques du sol, occupation du sol par la prairie ou la forêt) et de pratiques culturales (labour du sol) qui modifient la répartition au sein des profils de sol ou accentuent/diminuent les transferts dans les végétaux. Ainsi, la migration dans les sols du ^{90}Sr et dans une moindre mesure du ^{137}Cs est favorisée dans les sols riches en sable, comme c'est le cas dans certaines zones des Vosges. À l'heure actuelle, l'activité en ^{137}Cs dans la couche de surface des sols varie entre 10 et plus de 100 Bq.kg^{-1} . Enfin, les Alpes du Sud se singularisent par la présence en haute altitude de « points chauds », surfaces de quelques dm^2 à quelques m^2 où l'activité massique en ^{137}Cs est extrêmement élevée, supérieure à $10\,000 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

4.2.1.2. Variabilité des inventaires

Les inventaires des radionucléides artificiels mesurés dans les sols et exprimés en Bq.m^{-2} sont présentés en annexe (paragraphe 8.4, en annexe). Les inventaires des radionucléides artificiels des sols sont également reportés sur des cartes pour illustrer la variabilité spatiale (Figures 50 et 51, paragraphe 8.4, en annexe). L'activité surfacique en ^{137}Cs est comprise entre $1\,140 \text{ Bq.m}^{-2}$ (Cabane

de Quebes, Pyrénées-Atlantiques) et $16\,200 \text{ Bq.m}^{-2}$ (Solaro, Corse). Bien que les surfaces des « points chauds » n'excèdent pas un m^2 , l'activité surfacique en ^{137}Cs calculée dans ce cas de figure atteint $425\,000$ et $1\,500\,000 \text{ Bq.m}^{-2}$ dans le Mercantour et les Écrins, respectivement pour une activité du fond radiologique de ^{137}Cs estimée à $4\,000$ - $5\,000 \text{ Bq.m}^{-2}$ sur les deux zones (Figure 15).

FIGURE 15 / DISTRIBUTION DES INVENTAIRES EN ^{137}Cs DANS LES SOLS PRÉLEVÉS DANS LES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉTUDE (en Bq.m^{-2})



Les différentes zones d'étude témoignent de fortes variations de l'activité surfacique en ^{137}Cs comme en Corse, par exemple, où l'activité est comprise entre 3 600 et 16 200 Bq.m^{-2} (Solaro). Sur la représentation proposée, deux domaines sont observés (Figure 15). Le premier domaine (inventaires compris entre 2 000 et 8 000 Bq.m^{-2}) comprend l'ensemble des zones étudiées. Le second domaine comprend les zones situées à l'Est du territoire (la Corse, les Vosges et le Jura), caractérisées par des activités comprises en certains points entre 10 000 et 20 000 Bq.m^{-2} (hors « points-chauds »). Remarquons que les bornes inférieures des deux domaines sont proches des valeurs seuils définies pour délimiter les zones de rémanence du ^{137}Cs provenant des tirs atmosphériques d'armes nucléaires (> 3 000 Bq.m^{-2}) et les zones de rémanence marquées par les

retombées de Tchernobyl (> 10 000 Bq.m^{-2}) (voir paragraphe 3.1 et Figure 2). Cette observation montre que l'activité mesurée dans les sols est cohérente, d'une zone d'étude à une autre, avec les dépôts cartographiés. Ainsi, les mesures confortent la stratégie de prélèvement, basée sur la cartographie des dépôts mettant en évidence les zones d'étude les plus marquées par les deux sources de ^{137}Cs . Les valeurs moyennes calculées pour chaque zone d'étude sont effectivement plus élevées sur les zones de l'Est (entre 8 070 et 9 385 Bq.m^{-2}), en comparaison des Pyrénées (2 360 et 6 000 Bq.m^{-2} dans les Pyrénées-Atlantiques et l'Ariège, respectivement) (Tableau 6). En dépit des variations d'une zone à l'autre, les coefficients de variation des activités surfaciques des différentes zones d'études sont comparables, compris entre 30 % (Vosges-Alsace) et 52 % (Corse).

TABEAU 6 / VALEURS MOYENNES ET COEFFICIENTS DE VARIATION DES ACTIVITÉS SURFACIQUES EN ¹³⁷Cs MESURÉES DANS LES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉTUDE

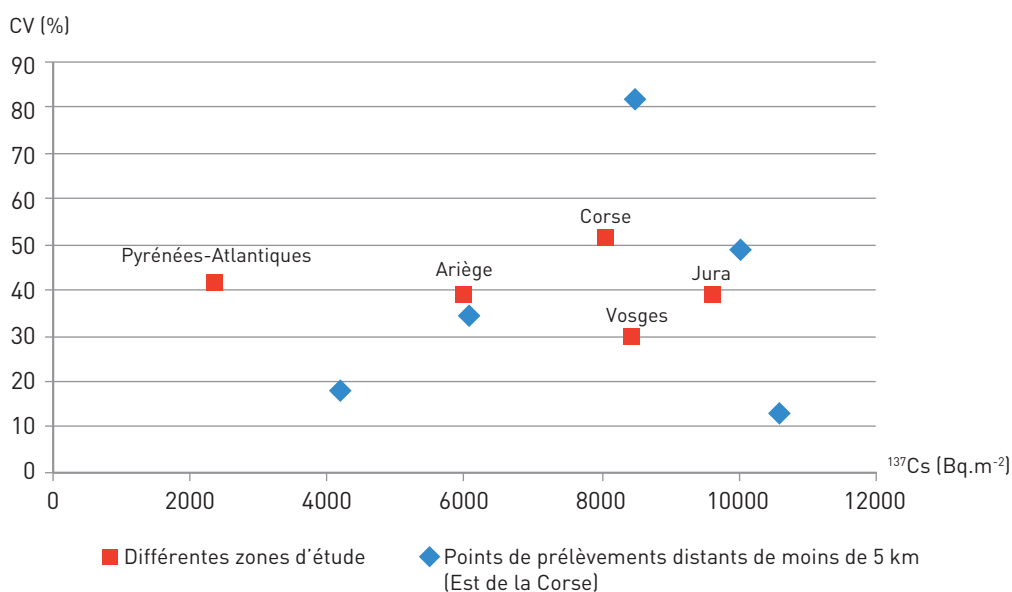
Zones d'étude	Nombre de mesures de l'activité surfacique	Activité surfacique moyenne (Bq.m ⁻²)	Coefficient de Variation* (%)
Corse	17	8 070	52
Ariège	8	6 000	39
Pyrénées-Atlantiques	6	2 360	42
Jura	4	9 385	38
Vosges-Alsace	9	8 465	30

*CV = (écart-type/moyenne) x 100

Dans l'Est de la Corse, zone où l'activité surfacique moyenne est parmi les plus élevées et où le nombre de mesures de sols est important, les moyennes et les coefficients de variations ont été calculés pour les points de mesures distants de moins de 5 km les uns des autres, dans le but d'exprimer la variabilité à l'échelle d'une

commune. Ainsi, les inventaires moyens des sols varient entre 4 200 et 10 600 Bq.m⁻² dans l'Est de la Corse (Figure 16). Au sein de cette zone, la variabilité associée (représentée par le coefficient de variations, CV) est forte d'une commune à une autre (13 à 79 %), sans qu'il existe de lien évident entre les inventaires et la variabilité.

FIGURE 16 / VARIABILITÉ DES INVENTAIRES DES SOLS REPRÉSENTÉE PAR LE COEFFICIENT DE VARIATION CV (en %) EN FONCTION DES INVENTAIRES MOYENS EN ¹³⁷Cs (en Bq.m⁻²) DES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉTUDE (en rouge) ET DE COMMUNES DE L'EST DE LA CORSE (points distants les uns des autres de moins de 5 km) (en bleu)

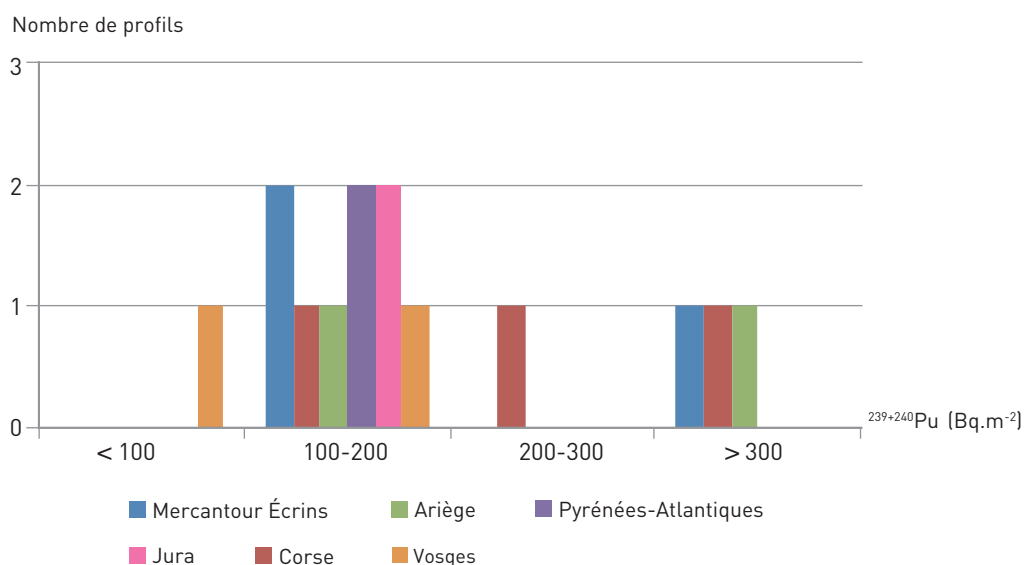


La comparaison entre la variabilité observée aux deux échelles d'observations montre que le coefficient de variation est plus aléatoire pour des points de mesure séparés de moins de 5 km (CV compris entre 13 et 79 %) que pour des mesures issues des différentes zones d'étude (CV compris entre 30 et 52 %).

Enfin, c'est dans les prairies d'altitude du Mercantour et des Écrins que la variabilité des

inventaires en ^{137}Cs est la plus forte, puisque l'activité surfacique des sols varie très fortement sur des distances très courtes. En effet, les « points chauds » (425 000 et 1 500 000 Bq.m^{-2} dans le Mercantour et les Écrins, respectivement) sont distants de quelques mètres seulement de sols dont l'activité en ^{137}Cs est représentative « du fond » de la radioactivité artificielle (de l'ordre de 5 000 Bq.m^{-2} pour ces deux zones).

FIGURE 17 / DISTRIBUTION DES INVENTAIRES EN PLUTONIUM ($^{239+240}\text{Pu}$) DANS LES SOLS PRÉLEVÉS DANS LES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉTUDE (en Bq.m^{-2})



L'inventaire en plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) des sols varie entre 88 Bq.m^{-2} (Hurbache, Vosges) et 369 Bq.m^{-2} (Aulus-les-Bains, Ariège) (Tableau 27 et Figure 51, paragraphe 8.4 en annexe et Figure 17, ci-dessus). En dépit de cette variabilité, la majeure partie des sols témoigne d'un inventaire compris entre 100 et 200 Bq.m^{-2} . Le « point chaud » échantillonné

dans les Écrins possède un inventaire en plutonium (364 Bq.m^{-2}) comparable à ceux mesurés en Ariège et en Corse (369 et 319 Bq.m^{-2} , respectivement). Par ailleurs, l'activité surfacique du « point chaud » du Mercantour ($^{239+240}\text{Pu} = 192 \text{ Bq.m}^{-2}$) se situe dans l'intervalle 100-200 Bq.m^{-2} , auquel appartiennent de nombreux échantillons de sol.

Les inventaires en ^{137}Cs des sols varient d'un site de prélèvement à un autre et d'une zone d'étude à une autre, entre 1 000 et 15 000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Ainsi, en dehors des « points chauds » des Alpes du Sud, les activités surfaciques les plus élevées sont observées dans l'Est du pays (Vosges, Jura et Corse). Ces observations sont cohérentes avec les niveaux attendus dans les zones les plus touchées par les retombées de Tchernobyl (seuil retenu $> 10\,000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). Plus faibles dans les Pyrénées, les inventaires en ^{137}Cs des sols sont cohérents avec les niveaux des dépôts des tirs atmosphériques d'armes nucléaires (seuil retenu $> 3\,000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). La variabilité des inventaires en ^{137}Cs entre les différentes zones d'étude est faible en comparaison de la variabilité observée au sein d'une zone en particulier, comme l'Est de la Corse. En comparaison du ^{137}Cs , les inventaires en plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) sont moins variables, compris entre 100 et 200 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, dans la majorité des cas.

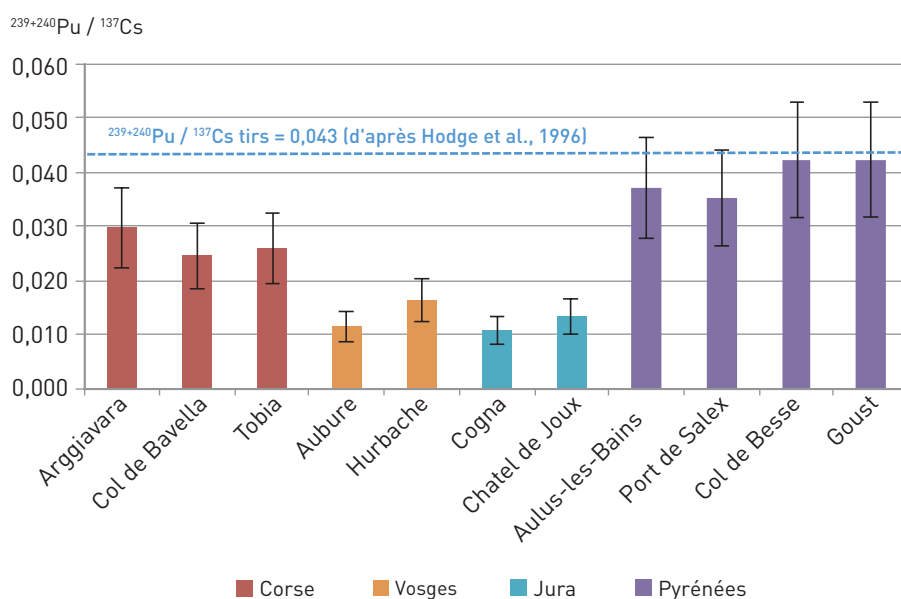
4.2.1.3. Variabilité des rapports d'activités

Les rapports d'activités des transuraniens (isotopes du plutonium et ^{241}Am) sont les rapports les plus homogènes, quels que soient les zones et les sites d'étude (Tableau 26, Paragraphe 8.3, en annexe). Ainsi, les rapports $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ sont en moyenne de $0,025 \pm 0,004$ et $0,39 \pm 0,06$, respectivement. Ces rapports sont similaires à ceux qui ont été observés dans d'autres zones du territoire (Duffa et Renaud, 2005 ; Le Roux *et al.*, 2008 ; Le Roux *et al.*, 2010) et confirment que les tirs d'armes

nucléaires effectués dans l'atmosphère constituent la source de plutonium et de ses descendants mesurés dans ces sols.

Le rapport d'activité $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ dans les sols est variable d'un site d'étude à un autre, compris entre $0,011 \pm 0,003$ (profil de Cogna, Jura) et $0,042 \pm 0,01$ (profils des Pyrénées-Atlantiques) (Figure 18). Ainsi, le rapport d'activité des profils des sols des Pyrénées est proche du rapport des retombées des tirs, alors que le rapport observé dans l'Est du territoire (Corse, Vosges et Jura) est plus faible.

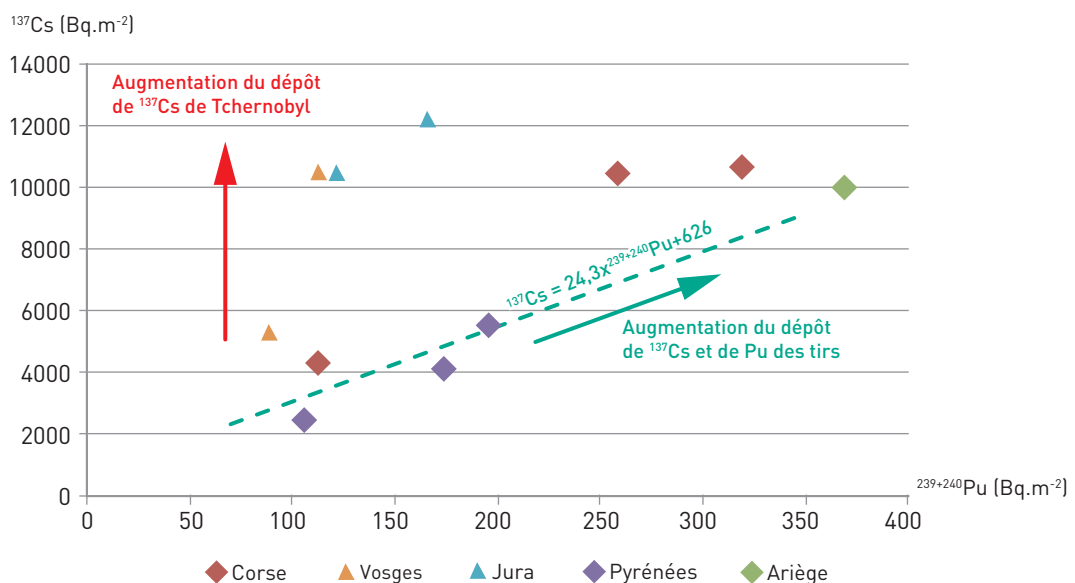
FIGURE 18 / RAPPORT D'ACTIVITÉ $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ DES SOLS DES ZONES D'ÉTUDE COMPARÉ AU RAPPORT DES RETOMBÉES DES TIRS ATMOSPHÉRIQUES D'ARMES NUCLÉAIRES



De plus, les sites étudiés sont répartis en deux catégories, en fonction des inventaires de ces radionucléides (Figure 19). En effet, certains sites (Pyrénées-Atlantiques) témoignent d'inventaires en ^{137}Cs et en $^{239+240}\text{Pu}$ qui sont proches des niveaux d'activités en ^{137}Cs et en $^{239+240}\text{Pu}$ observés en Savoie et en Montagne-Noire ($^{239+240}\text{Pu}$: 80-350 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ d'après Le Roux *et al.*, 2010) et sont en accord avec la relation empirique entre les deux radionucléides provenant des tirs atmosphériques d'armes nucléaires⁴. Bien que plus élevés, les niveaux d'activités en ^{137}Cs et en

$^{239+240}\text{Pu}$ observés en certains points en Ariège prolongent le domaine de validité de la relation empirique entre les deux radionucléides. Pour les autres sites (Corse, mais surtout Vosges et Jura), un excès de ^{137}Cs (activité parfois supérieure à 10 000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) est observé en regard de l'activité en $^{239+240}\text{Pu}$. Ainsi, en ces points situés en dehors de la relation empirique des tirs, l'excès de ^{137}Cs , qui provient des retombées de l'accident de Tchernobyl, atteint environ 7 000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ dans les Vosges et le Jura et 4 000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ au Col de Bavella (Est de la Corse).

FIGURE 19 / INVENTAIRES EN ^{137}Cs EN FONCTION DES INVENTAIRES EN $^{239+240}\text{Pu}$ DES SOLS DES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉTUDE (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$), COMPARÉS À LA RELATION EMPIRIQUE PROPOSÉE À PARTIR DES DONNÉES DE LA MONTAGNE-NOIRE ET DE LA SAVOIE (d'après Le Roux *et al.*, 2010)

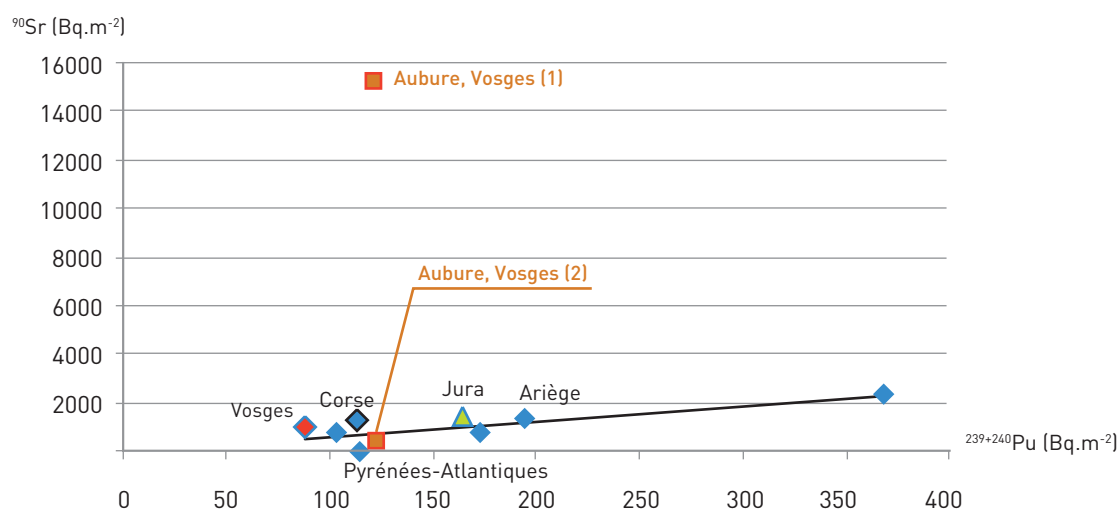


Le rapport d'activité $^{239+240}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$ est compris entre $0,03 \pm 0,01$ (profil de Tobia, Est de la Corse) et $0,25 \pm 0,06$ (profil de Goust, Pyrénées-Atlantiques). Malgré cette variabilité et en dépit de la mobilité du ^{90}Sr dans les sols soulignée dans les profils verticaux présentés dans le paragraphe 4.2.1.1, les inventaires des deux radionucléides sont relativement bien corrélés ($r^2=0,9$) (Figure 20). Peu de rapports $^{239+240}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$ des sols sont

disponibles dans la littérature. Cependant, les rapports $^{239+240}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$ mesurés sont proches de celui des dépôts, calculé à partir des données de l'UNSCEAR (1982), soit 0,025 (d'après Duffa, 2001). Ainsi, la figure 20 montre qu'il existe aujourd'hui un lien entre les inventaires du ^{90}Sr et du $^{239+240}\text{Pu}$, suggérant que ces deux radionucléides dérivent de la même source, à savoir les retombées des tirs atmosphériques d'armes nucléaires.

4. La relation empirique proposée par Le Roux *et al.* (2010) est obtenue à partir de prélèvements de sols de deux massifs montagneux (Savoie et Montagne-Noire) où les retombées des tirs atmosphériques constituent la seule source de radioactivité artificielle.

FIGURE 20 / INVENTAIRES EN ^{90}Sr EN FONCTION DES INVENTAIRES EN $^{239+240}\text{Pu}$ DES SOLS DES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉTUDE (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). L'INVENTAIRE INITIALEMENT CALCULÉ DANS LE SOL D'AUBURE (Aubure Vosges (1)) A ÉTÉ RECALCULÉ SANS TENIR COMPTE DE L'ACCUMULATION DU ^{90}Sr ENTRE 40 ET 47 CM DE PROFONDEUR (Aubure, Vosges (2))



Seul, un profil échantillonné dans les Vosges à Aubure (profil 2014-11, Ferme du Brezouard), dont l'inventaire en ^{90}Sr est très élevé ($15\,800\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) n'appartient pas à la tendance décrite précédemment entre ^{90}Sr et $^{239+240}\text{Pu}$ (point (1) sur la Figure 20). Cet inventaire, plus élevé qu'attendu (sur la même commune, dans la forêt de Schwarzenberg, l'inventaire en ^{90}Sr est de $240\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$), est dû à une forte activité massique entre 40 et 47 cm de profondeur ($105 \pm 11\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) (voir Figure 12, paragraphe 4.2.1.1). Or, l'inventaire calculé ne tenant pas compte de cette zone d'accumulation du ^{90}Sr ($470\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) devient compatible avec l'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ à Aubure et la corrélation entre les deux radionucléides artificiels (point (2) sur la Figure 20). Ainsi, les deux modes de calcul des inventaires montrent que le profil échantillonné dans une zone de prairie d'Aubure comporte un excès manifeste de ^{90}Sr dans la partie la plus profonde du profil, en comparaison avec la valeur attendue évaluée par l'inventaire en plutonium dans le sol des Vosges. Le prélèvement a été effectué dans une zone de rupture de pente et il est probable que des écoulements d'eau provenant de l'amont et circulant à la base du profil (particulièrement perméable du fait de la teneur élevée en sable) soient à l'origine de cet excès en radiostrontium. À ce stade, de nouvelles mesures sont nécessaires pour confirmer ces observations.

Les rapports d'activités entre les radionucléides mettent en évidence les deux sources de radioactivité d'origine artificielle dans les zones étudiées :

- Les dépôts des tirs nucléaires qui sont marqués par une augmentation conjointe des inventaires en $^{239+240}\text{Pu}$, en ^{137}Cs et en ^{90}Sr des sols prélevés en Ariège et dans les Pyrénées-Atlantiques et par les rapports d'activités des transuraniens. La source des tirs nucléaires est également identifiée dans les autres zones d'étude par les rapports d'activités des transuraniens.
- Les dépôts de ^{137}Cs provenant de l'accident de Tchernobyl et qui s'ajoutent à ceux des tirs (Vosges, Jura et Corse). En effet, les inventaires des sols de l'Est du territoire sont caractérisés par des excès de ^{137}Cs par rapport au plutonium.

4.2.1.4. Variabilité du débit de dose

En complément de l'activité des sols, des mesures du débit de dose ont été effectuées sur différents sites situés dans le Jura, les Vosges et l'Alsace (Tableau 7). Dans le Jura, le débit de dose total varie peu, entre 81 et 113 nSv.h⁻¹. Ces variations sont dues essentiellement aux variations du rayonnement cosmique, qui augmente avec l'altitude passant de 41 nSv.h⁻¹ à Montmorot (280 m d'altitude) à 56 nSv.h⁻¹ aux Rousses (1120 m d'altitude). En parallèle, le débit de dose provenant des radionucléides d'origine tellurique (⁴⁰K, ²³⁸U et ²³²Th) varie également, mais dans une moindre mesure. La radioactivité d'origine artificielle (¹³⁷Cs) présente la plus faible contribution au débit de dose total (3-7 %). Les valeurs les plus élevées du débit de dose dû au ¹³⁷Cs sont observées dans la région de Clairvaux-les-Lacs, c'est-à-dire à Boissia (5,8 nSv.h⁻¹), Cogna (4,6 et 5,3 nSv.h⁻¹) et surtout à Châtel-de-Joux (7,4 nSv.h⁻¹). En comparaison, le site de plaine de Montmorot et le site d'altitude des Rousses présentent des débits de dose du ¹³⁷Cs les plus faibles (2,1 et 2,5-3,1 nSv.h⁻¹, respectivement).

Le débit de dose total mesuré dans les Vosges et l'Alsace (entre 91 et 155 nSv.h⁻¹) est plus élevé que dans le Jura. Ces variations sont dues essentiellement aux rayonnements d'origine tellurique qui varient fortement d'un site à l'autre. Ce sont le ⁴⁰K et surtout l'²³⁸U qui varient le plus. Ce dernier passe de 9-15 nSv.h⁻¹ à Aubure à 46 nSv.h⁻¹ à Sainte-Marie-aux-Mines. Dans les Vosges et l'Alsace, comme dans le Jura, la contribution du ¹³⁷Cs est la plus faible (2-7 %). Ainsi, le débit de dose est compris entre 2,5 nSv.h⁻¹ à Anozel et 7 nSv.h⁻¹ à Aubure. Dans le détail, Aubure et Sainte-Marie-aux-Mines (sites de mesures proches l'un de l'autre, situés à 800 m et 650 m d'altitude, respectivement) présentent le débit de dose en ¹³⁷Cs le plus élevé (6-7 nSv.h⁻¹). Le village de Diebolsheim, localisé dans la plaine alsacienne, présente une valeur intermédiaire (4-4,6 nSv.h⁻¹), alors que les alentours de Saint-Dié-des-Vosges (Anozel, Hurbache, Robache et Saint-Jean-d'Ormont) témoignent d'un débit de dose un peu plus faible (2,5-5 nSv.h⁻¹).

TABLEAU 7 // LES DIFFÉRENTES COMPOSANTES DU DÉBIT DE DOSE MESURÉES DANS DES SITES DU JURA, DES VOSGES ET D'ALSACE (en nSv.h⁻¹)

Sites de mesure	¹³⁷ Cs (nSv.h ⁻¹)	Cosmique (nSv.h ⁻¹)	⁴⁰ K (nSv.h ⁻¹)	²³⁸ U (nSv.h ⁻¹)	²³² Th (nSv.h ⁻¹)	total (nSv.h ⁻¹)
Montmorot	2,1	41	6,1	11	21	81
Boissia	5,8	44	11	18	21	100
Cogna	5,3	45	10	16	22	99
Cogna	4,6	46	14	18	23	105
Châtel-de-Joux	7,4	56	14	15	20	113
Les Rousses	2,5	56	11	16	17	102
Les Rousses	3,1	56	5,7	14	15	95
Aubure	6,5	51	22	15	18	95
Aubure	6,8	50	28	8,8	12	106
Sainte-Marie-aux-Mines	5,3	47	27	46	19	145
Diebolsheim	3,9	40	15	18	15	92
Diebolsheim	4,6	39	18	12	17	91
Anozel	2,5	43	42	10	20	118
Robache	5,5	43	45	20	17	131
Saint-Jean-d'Ormont	3,5	43	53	26	16	142
Hurbache	4,2	42	48	34	26	155

Le débit de dose mesuré dans les sites d'étude du Jura, des Vosges et d'Alsace varie d'un facteur deux, entre 81 et 155 nSv.h⁻¹. Ces variations sont dues essentiellement aux variations du rayonnement cosmique (effet de l'altitude) et du rayonnement tellurique (selon le type de roche). Le débit de dose du ¹³⁷Cs varie d'un site à l'autre entre 2,1 et 7,4 nSv.h⁻¹ et sa contribution représente 2 à 7 % du débit de dose mesuré.

4.2.2. Rémanence dans les zones de prairies permanentes

4.2.2.1. Végétaux des zones de prairies permanentes

Par rapport aux radionucléides artificiels, l'activité en ⁴⁰K dans les végétaux est relativement homogène (variation d'un facteur trois, environ), comprise entre 320 ± 40 et 1001 ± 100 Bq.kg⁻¹ sec. L'activité en ¹³⁷Cs mesurée dans les végétaux

de la prairie varie fortement, entre 0,30 ± 0,07 (Casabianda, Est de la Corse) et 560 ± 60 Bq.kg⁻¹ sec (Isola 2000, Mercantour) (Tableau 8). Le ⁹⁰Sr témoigne d'une activité comprise entre 1,1 ± 0,2 (Les Rousses, Jura) et 32 ± 4 Bq.kg⁻¹ sec (Isola 2000, Mercantour). Comme attendu, l'activité la plus élevée est mesurée dans l'herbe prélevée au niveau du « point chaud » à Isola 2000 (¹³⁷Cs : 560 ± 60 Bq.kg⁻¹ sec, ⁹⁰Sr : 32 ± 4 Bq.kg⁻¹ sec).

TABLEAU 8 / ACTIVITÉ MASSIQUE DANS LES VÉGÉTAUX PRÉLEVÉS DANS LES ZONES DE PRAIRIES PERMANENTES (en Bq.kg⁻¹ sec)

N°	Date	Zones d'étude	Sites de prélèvement	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ sec)	⁹⁰ Sr (Bq.kg ⁻¹ sec)	⁴⁰ K (Bq.kg ⁻¹ sec)
2	21/07/2014	Jura	Les Rousses	0,4 ± 0,1	1,1 ± 0,2	847 ± 85
12	23/07/2014	Vosges	Aubure	8,5 ± 0,9	7,8 ± 0,8	1 001 ± 100
9	25/06/2014	Ariège	Aulus-les-Bains	0,6 ± 0,1	2,3 ± 0,3	589 ± 62
45	12/06/2013	Corse	Casabianda	0,3 ± 0,1	-	793 ± 89
23	26/08/2014	Mercantour	Isola 2000	19 ± 2	18 ± 2	320 ± 40
25	26/08/2014	Mercantour	Isola 2000*	560 ± 60	32 ± 4	440 ± 50
60	08/10/2014	Pyrénées-Atlantiques	Laruns	1,5 ± 0,2	-	475 ± 55

*Prélèvement des végétaux au niveau d'un « point chaud »

La figure 21, qui compare les activités en ⁹⁰Sr et en ¹³⁷Cs des végétaux des zones de prairie permanentes avec les activités dans les sols des prairies correspondants, met en évidence une bonne corrélation globale entre les activités mesurées dans ces deux compartiments. Ainsi, les variations dont témoignent les végétaux sont liées aux activités des sols. Par exemple, l'activité élevée en ¹³⁷Cs des végétaux prélevés à Aubure (8,5 ± 0,9 Bq.kg⁻¹ sec) provient de la forte activité du sol de ce site (57 ± 5 Bq.kg⁻¹ sec).

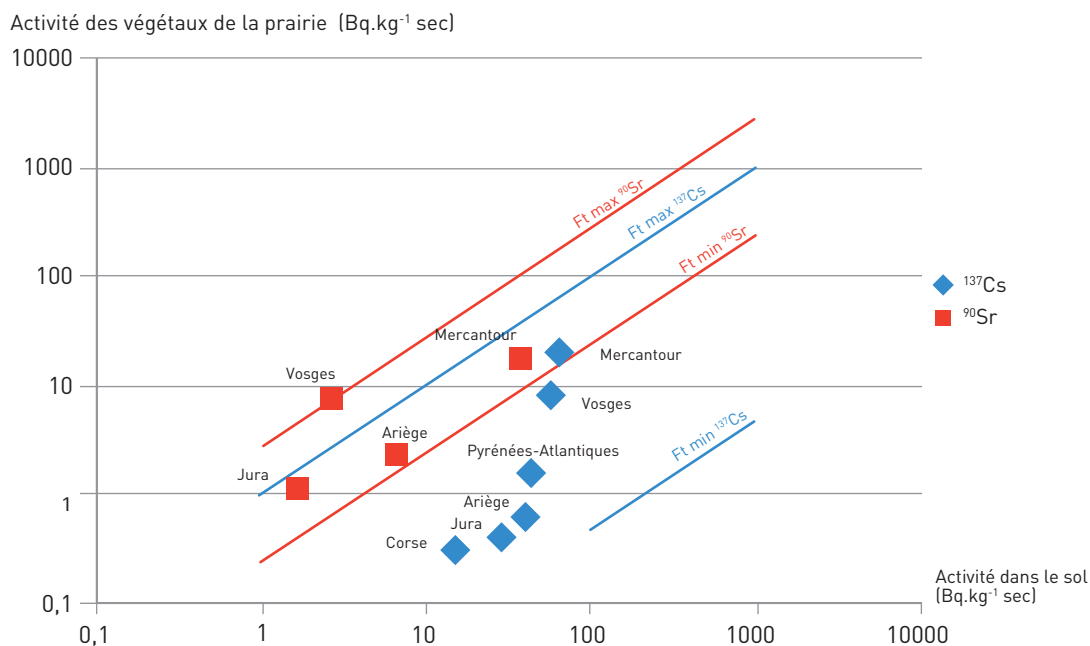
De plus, cette représentation montre que, bien que l'activité en ⁹⁰Sr du sol soit plus faible que celle du ¹³⁷Cs, la proportion de ⁹⁰Sr transférée dans les plantes est plus élevée que celle du ¹³⁷Cs, ce qui explique que la contamination des plantes par le ⁹⁰Sr soit plus marquée que celle du ¹³⁷Cs. En effet, comme le montre la figure 22, le facteur de transfert⁵ du ⁹⁰Sr entre le sol et les plantes de la prairie est plus élevé que celui du ¹³⁷Cs.

5. Couramment utilisé en radioécologie pour modéliser les transferts entre deux compartiments de l'environnement comme les plantes et le sol, le facteur de transfert est le rapport entre l'activité mesurée dans ces deux compartiments, exprimée en Bq.kg⁻¹.

Dans le détail, la représentation proposée met en évidence des différences de transfert d'une zone à l'autre. Ainsi, dans les Vosges, le transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr entre le sol et les végétaux est accentué par rapport à d'autres zones comme le Jura ou l'Ariège, dont les facteurs de transfert sont plus proches des valeurs minimales retenues par l'AIEA (Figure 21). Comme évoqué dans le paragraphe 4.2.1.1 consacré à la rémanence dans les sols, il est probable que la

texture du sol à Aubure, particulièrement riche en sable, favorise le transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans les végétaux de la prairie des Vosges. A contrario, les argiles, présentes en plus forte proportion dans les sols du Jura, piègent les radionucléides dans les sols et diminuent le transfert dans les végétaux. Ce mécanisme explique sans doute que l'activité des végétaux de la prairie du Jura soit faible au regard de l'activité dans le sol.

FIGURE 21 / ACTIVITÉ EN ^{137}Cs ET EN ^{90}Sr DANS LES VÉGÉTAUX DES ZONES DE PRAIRIES PERMANENTES EN FONCTION DE L'ACTIVITÉ MESURÉE DANS LES SOLS (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$). LES LIGNES DE COULEUR REPRÉSENTENT LE FACTEUR DE TRANSFERT MINIMAL ($F_{t\text{min}}$) ET MAXIMAL ($F_{t\text{max}}$) POUR LE ^{137}Cs (bleue) ET LE ^{90}Sr (rouge) (AIEA, 2010)



Ainsi, le marquage actuel des végétaux des prairies est conforme aux niveaux attendus, compte tenu des facteurs de transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr entre le sol et ces végétaux.

4.2.2.2. Le lait et les fromages des zones de prairie permanentes

L'activité en ^{90}Sr et en ^{137}Cs dans le lait prélevé dans les différentes zones d'étude est comprise entre $0,02 \pm 0,01$ (Les Rousses, Jura) et $0,19 \pm 0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$ (Aubure, Vosges) et entre $0,03 \pm 0,01$ (Les Rousses, Jura et Aulus-les-Bains, Ariège) et $0,64 \pm 0,06 \text{ Bq.L}^{-1}$ (Aubure, Vosges), respectivement (Tableau 9). L'activité en ^{137}Cs dans les fromages ($0,013 \pm 0,008$ à $0,46 \pm 0,04 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais) est équivalente à celle

mesurée dans le lait, alors que l'activité en ^{90}Sr des fromages ($0,22 \pm 0,05$ à $2,7 \pm 0,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais) est environ dix fois plus élevée que dans le lait. En effet, le ^{90}Sr est un analogue du calcium et se trouve, comme ce dernier, concentré dans le fromage, car environ 10 litres de lait sont nécessaires pour élaborer 1 kg de fromage (Besson *et al.*, 2009). De plus, aucun marquage spécifique en ^{90}Sr ou en ^{137}Cs du lait et des fromages de vaches par rapport au lait et aux fromages de brebis n'est visible, car nous disposons de trop peu d'échantillons de ces espèces. L'activité en ^{40}K dans les fromages (25 ± 3 à $40 \pm 4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais) est homogène et comparable à celle du lait (38 ± 4 à $50 \pm 5 \text{ Bq.L}^{-1}$), comme dans le cas du ^{137}Cs .

TABEAU 9 / ACTIVITÉ DANS LE LAIT ET LES FROMAGES (en jaune) PRÉLEVÉS DANS CHAQUE ZONE DE PRAIRIE PERMANENTE (en Bq.L⁻¹ dans le lait et en Bq.kg⁻¹ frais dans les fromages)

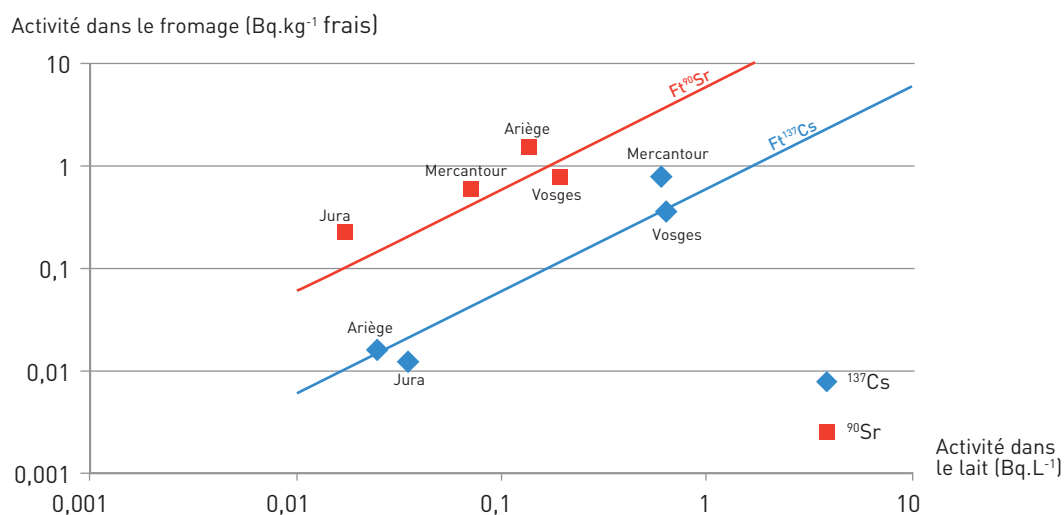
N°	Date	Zones d'étude	Sites de prélèvement	Espèce	PF/PS*	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K
3	21/07/2014	Jura	Les Rousses	lait de vache		0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,01	47 ± 5
4	21/07/2014	Jura	Les Rousses	Comté	1,3	0,01 ± 0,008	0,22 ± 0,05	31 ± 4
13	23/07/2014	Vosges	Aubure	lait de vache		0,64 ± 0,06	0,19 ± 0,02	50 ± 5
14	23/07/2014	Vosges	Aubure	Munster	2,1	0,38 ± 0,04	0,80 ± 0,09	40 ± 4
10	25/06/2014	Ariège	Aulus-les-Bains	lait de vache		0,03 ± 0,005	0,14 ± 0,02	48 ± 6
11	25/06/2014	Ariège	Aulus-les-Bains	fromage	1,6	0,02 ± 0,006	1,6 ± 0,2	36 ± 4
44	12/06/2013	Corse	Casabianda	lait de brebis		0,05 ± 0,007		38 ± 4
26	26/08/2014	Mercantour	Isola 2000	lait de vache		0,60 ± 0,05	0,07 ± 0,01	49 ± 5
27	26/08/2014	Mercantour	Isola 2000	fromage	1,7	0,46 ± 0,05	0,6 ± 0,1	30 ± 3
51	07/10/2014	Pyrénées-Atlantiques	Laruns	fromage de brebis	1,5	0,08 ± 0,14		25 ± 3
52	07/10/2014	Pyrénées Atlantiques	Laruns	fromage de brebis	1,6	0,23 ± 0,04	2,7 ± 0,3	27 ± 3

*PF/PS : rapport poids frais/poids sec des fromages

La figure 22 synthétise les données acquises concernant le lait et le fromage et montre (1) que l'activité en ¹³⁷Cs et en ⁹⁰Sr dans le fromage est globalement proportionnelle à l'activité de ces radionucléides dans le lait et (2) que le marquage

actuel de ces matrices est conforme aux niveaux attendus, compte tenu des facteurs de transfert associés à l'élaboration des fromages, plus élevés dans le cas du ⁹⁰Sr par rapport à celui du ¹³⁷Cs (AIEA, 2010).

FIGURE 22 / ACTIVITÉ EN ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr ET ⁴⁰K DANS LES FROMAGES DES ZONES DE PRAIRIE PERMANENTES (en Bq.kg⁻¹ frais) EN FONCTION DE L'ACTIVITÉ MESURÉE DANS LE LAIT (en Bq.L⁻¹). LES LIGNES REPRÉSENTENT LE FACTEUR DE TRANSFERT DU ¹³⁷Cs (bleue) ET DU ⁹⁰Sr (rouge) ASSOCIÉ À LA FABRICATION DU FROMAGE, EXPRIMÉ EN L.kg⁻¹ (ASTRAL, 2006)



Dans les prairies permanentes des différentes zones étudiées, des variations de l'activité en ^{137}Cs (presque deux ordres de grandeur) et en ^{90}Sr (un ordre de grandeur, environ) sont observées dans les différents compartiments (herbe, lait, fromages). Ces activités sont cohérentes entre elles et sont en accord avec les facteurs de transfert proposés par la littérature scientifique. Parmi les régions étudiées, les productions laitières provenant des Vosges et du Mercantour possèdent les activités des radionucléides artificiels les plus élevées dans le lait et le fromage. Dans les Vosges en particulier, le transfert accentué entre le sol et les plantes de la prairie par rapport aux autres zones s'explique par les propriétés physico-chimiques des sols.

4.2.3. Rémanence dans les zones de forêt

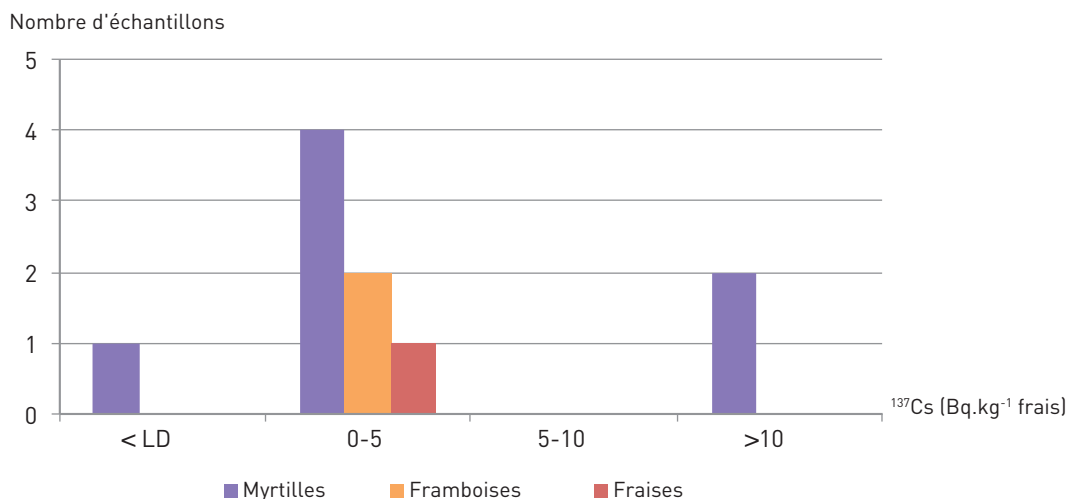
4.2.3.1. Les baies

En comparaison du ^{137}Cs , l'activité en ^{40}K (radionucléide d'origine naturelle) varie peu, entre 33 ± 4 et 49 ± 8 Bq.kg^{-1} frais. L'activité en ^{137}Cs mesurée dans les baies prélevées en 2013 et 2014 par l'IRSN varie fortement, entre $0,04 \pm 0,02$ et 27 ± 2 Bq.kg^{-1} frais (Tableau 10). Les données ne font pas apparaître de marquage spécifique d'une zone d'étude par rapport à une autre.

Ainsi, les zones étudiées présentent à la fois des valeurs élevées (> 1 Bq.kg^{-1} frais, dans les Vosges, le Jura et les Pyrénées-Atlantiques) et des valeurs plus faibles ($< 0,1$ Bq.kg^{-1} frais, dans les Vosges et le Jura). Enfin, aucun marquage spécifique d'une espèce par rapport à une autre n'est visible, car nous disposons de trop peu d'échantillons de chaque espèce (fraises des bois : 1, framboises : 3, myrtilles : 6) (Figure 23). Cependant, les deux échantillons les plus contaminés sont des myrtilles provenant des Vosges (> 10 Bq.kg^{-1} frais).

TABLEAU 10 / ACTIVITÉ MASSIQUE DANS LES BAIES PRÉLEVÉES PAR L'IRSN EN 2013 ET 2014, DANS LE CADRE DU CONSTAT DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE (en Bq.kg^{-1} frais)

N°	Date	Zones d'étude	Sites de prélèvement	Espèces	^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais)	^{40}K (Bq.kg^{-1} frais)
5	21/07/2014	Jura	Bois d'Amont	fraises des bois	$2,2 \pm 0,3$	49 ± 8
10	22/07/2014	Jura	Châtel-de-Joux	framboises	$0,04 \pm 0,02$	42 ± 5
27	07/07/2014	Vosges	Aubure	myrtilles	$10 \pm 1,1$	40 ± 4
29	09/07/2014	Vosges	Robache	framboises	$< 0,07$	44 ± 6
28	09/07/2014	Vosges	St-Dié	myrtilles	$27 \pm 1,5$	31 ± 3
30	09/07/2014	Vosges	St-Jean-d'Ormont	framboises	$0,08 \pm 0,02$	48 ± 6
21	26/08/2014	Mercantour	Isola 2000	myrtilles	$0,8 \pm 0,1$	37 ± 4
5	18/09/2014	Écrins	Col du Granon	myrtilles	$0,8 \pm 0,1$	31 ± 3
54	08/10/2014	Pyrénées	Laruns	myrtilles	$3,3 \pm 0,3$	33 ± 4
14	10/10/2013	Mercantour	Isola 2000	myrtilles	$2,9 \pm 0,3$	41 ± 6

FIGURE 23 / DISTRIBUTION DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES ÉCHANTILLONS DE BAIES (en Bq.kg^{-1} frais)

4.2.3.2. Les champignons

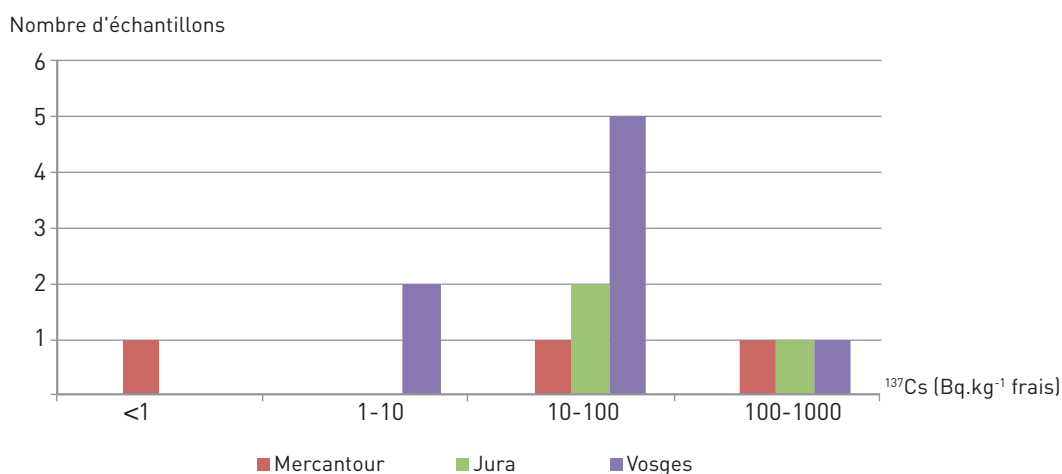
Comme pour les baies, l'activité en ^{40}K est plus homogène, en dépit des variations potentielles d'une espèce à l'autre (de 51 ± 6 à 122 ± 16 Bq.kg^{-1} frais). L'activité en ^{137}Cs dans les champignons prélevés dans le Mercantour, les Vosges et le Jura varie entre $0,3 \pm 0,1$ et 614 ± 61 Bq.kg^{-1} frais (Tableau 11).

Aucun marquage spécifique en ^{137}Cs d'une espèce par rapport à une autre n'est visible, car nous disposons de trop peu d'échantillons de chaque espèce. De même, les données acquises ne permettent pas de mettre en évidence de marquage spécifique d'une zone d'étude (Mercantour, Vosges ou Jura) par rapport à une autre (Figure 24).

TABLEAU 11 / ACTIVITÉ MASSIQUE DANS LES CHAMPIGNONS PRÉLEVÉS PAR L'IRSN ENTRE 2012 ET 2014, DANS LE CADRE DE LA PRÉSENTE ÉTUDE (en Bq.kg⁻¹ frais)

N°	Date	Zones d'étude	Sites de prélèvement	Espèce	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ frais)	⁴⁰ K (Bq.kg ⁻¹ frais)
4	16/10/2012	Mercantour	Isola 2000	bolet	24 ± 2	73 ± 8
13	10/10/2013	Mercantour	Isola 2000	bolet	614 ± 61	57 ± 7
28	26/08/2014	Mercantour	Isola 2000	vesse de loup	0,3 ± 0,1	80 ± 8
33	21/10/2014	Jura	Les Rousses	non identifiée	431 ± 54	122 ± 16
34	21/10/2014	Jura	Les Rousses	lactaire	16 ± 2	90 ± 10
35	21/10/2014	Jura	Bois d'Amont	lactaire	18 ± 2	56 ± 6
38	22/10/2014	Vosges	Aubure	lactaire	1,2 ± 0,1	75 ± 8
39	22/10/2014	Vosges	Aubure	chanterelle	198 ± 18	98 ± 11
40	22/10/2014	Vosges	Aubure	bolet	53 ± 5	67 ± 7
41	22/10/2014	Vosges	Saint-Jean d'Ormont	lactaire	28 ± 3	83 ± 9
42	22/10/2014	Vosges	Saint-Jean d'Ormont	bolet	8 ± 1	51 ± 6
43	22/10/2014	Vosges	Saint-Jean d'Ormont	lactaire	15 ± 1	84 ± 9
44	22/10/2014	Vosges	Hurbache	bolet	39 ± 4	76 ± 9
45	22/10/2014	Vosges	Hurbache	chanterelle	69 ± 7	111 ± 12

FIGURE 24 / DISTRIBUTION DE L'ACTIVITÉ EN ¹³⁷Cs DANS LES ÉCHANTILLONS DE CHAMPIGNONS PROVENANT DES VOSGES, DU JURA ET DU MERCANTOUR (en Bq.kg⁻¹ frais)



4.2.3.3. Les gibiers

Dans les zones étudiées (Vosges, Mercantour et Corse), l'activité en ^{137}Cs dans le gibier varie entre 0,08 et 903 Bq.kg^{-1} frais, quelle que soit l'espèce (Tableau 12). En dépit de cette forte variabilité, 70 % des échantillons ont une activité en ce radio-nucléide comprise entre 0,1 et 10 Bq.kg^{-1} . Parmi les zones étudiées, un contraste est observé entre la viande de sanglier provenant du Massif des Vosges, dont l'activité en ^{137}Cs est comprise

entre $2,2 \pm 0,2$ et 903 ± 82 Bq.kg^{-1} frais et de celle provenant de l'Est de la Corse, dont l'activité est plus faible et plus homogène (de $0,05 \pm 0,01$ à $0,5 \pm 0,05$ Bq.kg^{-1} frais) (Figure 25). Une répartition géographique comparable est observée pour l'activité en ^{40}K de cette matrice, avec une activité plus faible dans l'Est de la Corse (de 30 ± 3 à 37 ± 3 Bq.kg^{-1} frais) en comparaison des Vosges (de 81 ± 9 à 93 ± 10 Bq.kg^{-1} frais).

TABLEAU 12 / ACTIVITÉ MASSIQUE DANS LA VIANDE DE GIBIER FOURNIE PAR LES FÉDÉRATIONS DÉPARTEMENTALES DES CHASSEURS ET MESURÉE PAR L'IRSN ENTRE 2012 ET 2014, DANS LE CADRE DU CONSTAT DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE (en Bq.kg^{-1} frais)

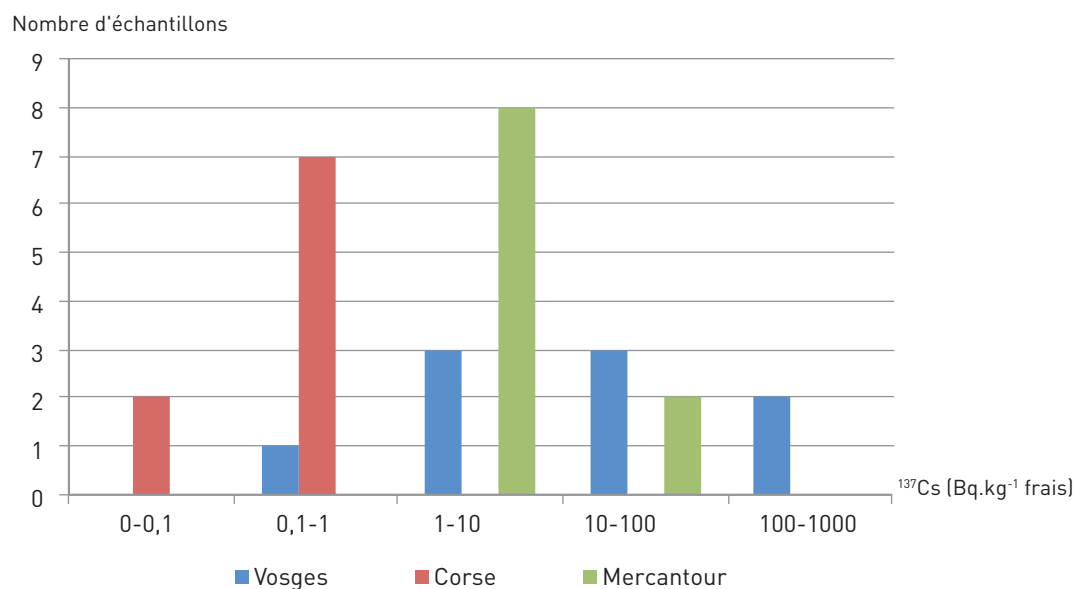
N°	Date	Zones d'étude	Sites de prélèvement	Espèces	^{40}K (Bq.kg^{-1} frais)	^{137}Cs (Bq.kg^{-1} frais)
20	04/01/2013	Est de la Corse	Solaro	sanglier	31 ± 3	$0,3 \pm 0,03$
22	09/02/2013	Est de la Corse	Solaro	sanglier	35 ± 4	$0,2 \pm 0,03$
23	28/02/2013	Est de la Corse	Ventiseri-Batello	sanglier	32 ± 4	$0,5 \pm 0,05$
24	21/03/2013	Est de la Corse	Ventiseri-Aéroport	sanglier	30 ± 3	$0,05 \pm 0,01$
25	27/01/2013	Est de la Corse	Ventiseri	sanglier	32 ± 3	$0,2 \pm 0,02$
29	03/02/2013	Est de la Corse	Ventiseri-Batello	sanglier	34 ± 3	$0,3 \pm 0,03$
31	24/02/2013	Est de la Corse	Ghisonnaccia	sanglier	28 ± 3	$0,08 \pm 0,01$
30	16/12/2012	Est de la Corse	Ventiseri	sanglier	35 ± 4	$0,3 \pm 0,03$
28	03/02/2013	Est de la Corse	Pediquarcu	sanglier	37 ± 4	$0,5 \pm 0,05$
1	22/12/2012	Vosges	Hurbache	sanglier	81 ± 9	20 ± 2
2	05/06/2012	Vosges	Col du Hantz	cerf	149 ± 16	$27 \pm 2,5$
5	29/12/2012	Vosges	Senones	chevreuil	102 ± 11	$1,2 \pm 0,1$
6	16/12/2012	Vosges	Celles-sur-Plaine	sanglier	93 ± 10	$2,2 \pm 0,2$
8	15/12/2012	Vosges	Senones	sanglier	92 ± 11	12 ± 1
3	04/01/2013	Vosges	Raon-l'Étape	chevreuil	102 ± 12	$0,2 \pm 0,04$
4	18/01/2013	Vosges	Hurbache	sanglier	86 ± 10	132 ± 13
7	15/01/2013	Vosges	Senones	cerf	90 ± 10	$2,0 \pm 0,2$
9	19/01/2013	Vosges	Hurbache	sanglier	90 ± 11	903 ± 82

N°	Date	Zones d'étude	Sites de prélèvement	Espèces	⁴⁰ K (Bq.kg ⁻¹ frais)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ frais)
PNM29	27/09/2014	Mercantour	Isola	sanglier	103 ± 13	1,9 ± 0,2
PNM30	27/09/2014	Mercantour	Isola	cerf	82 ± 9	3,5 ± 0,3
PNM31	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	sanglier	97 ± 12	1,7 ± 0,2
PNM32	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	sanglier	87 ± 11	1,4 ± 0,2
PNM33	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	chamois	103 ± 13	25 ± 2
PNM35	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	cerf	108 ± 11	5,6 ± 0,5
PNM36	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	cerf	117 ± 14	4,8 ± 0,5
PNM37	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	cerf	85 ± 9	1,3 ± 0,1
PNM38	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	cerf	139 ± 16	11 ± 1
PNM39	25/12/2014	Mercantour	St-Etienne de Tinée	inconnue	103 ± 13	3,4 ± 0,4

Les échantillons de viande de gibier provenant des Vosges qui présentent l'activité en ¹³⁷Cs la plus élevée (échantillons n° 4 et n° 9 : 132 ± 13 et 903 ± 82 Bq.kg⁻¹ frais, respectivement) ont fait l'objet d'une analyse de l'activité en ⁹⁰Sr,

radionucléide artificiel provenant des retombées des tests nucléaires atmosphériques. L'activité en ⁹⁰Sr dans ces échantillons est inférieure au seuil de décision (<0,2 et <0,3 Bq.kg⁻¹ frais, respectivement).

FIGURE 25 / DISTRIBUTION DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES ÉCHANTILLONS DE GIBIER PROVENANT DES VOSGES, DU MERCANTOUR ET DE L'EST DE LA CORSE (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais)



L'activité en ^{137}Cs dans les matrices provenant des zones de forêt (baies, champignons et gibier) est très variable au sein d'une zone d'étude et d'une zone d'étude à une autre (Vosges, Jura, Corse, Pyrénées et Mercantour). Ainsi, l'activité de ce radionucléide artificiel est plus élevée dans le gibier provenant des Vosges en comparaison du Mercantour et surtout de la Corse. La valeur maximale atteinte est de $903 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais. Dans les champignons, l'activité maximale en ^{137}Cs atteint plusieurs centaines de $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais (valeur maximale : $614 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais). Enfin, l'activité mesurée dans les baies est plus faible que dans les autres matrices, soit quelques becquerels par kilogramme de matière fraîche (valeur maximale : $27 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais).

SYNTHÈSE DES DONNÉES PRÉCÉDEMMENT ACQUISES

05

5.1. SYNTHÈSE DES DONNÉES DU MILIEU AQUATIQUE	58
5.2. SYNTHÈSE DES DONNÉES DU MILIEU TERRESTRE	64
5.2.1. Synthèse de l'activité des radionucléides d'origine artificielle dans les sols	64
5.2.2. Synthèse des mesures du débit de dose	70
5.2.3. Synthèse de l'activité des radionucléides d'origine artificielle dans les denrées	71
5.2.4. Évaluation des doses efficaces	83

05

SYNTHÈSE DES DONNÉES PRÉCÉDEMMENT ACQUISES

Dans ce paragraphe, les données acquises sont comparées aux données des études précédentes. Ainsi, comme il est rappelé dans la légende des figures, les activités mesurées lors des études les plus anciennes sont corrigées de la décroissance radioactive et calculées pour l'année 2013.

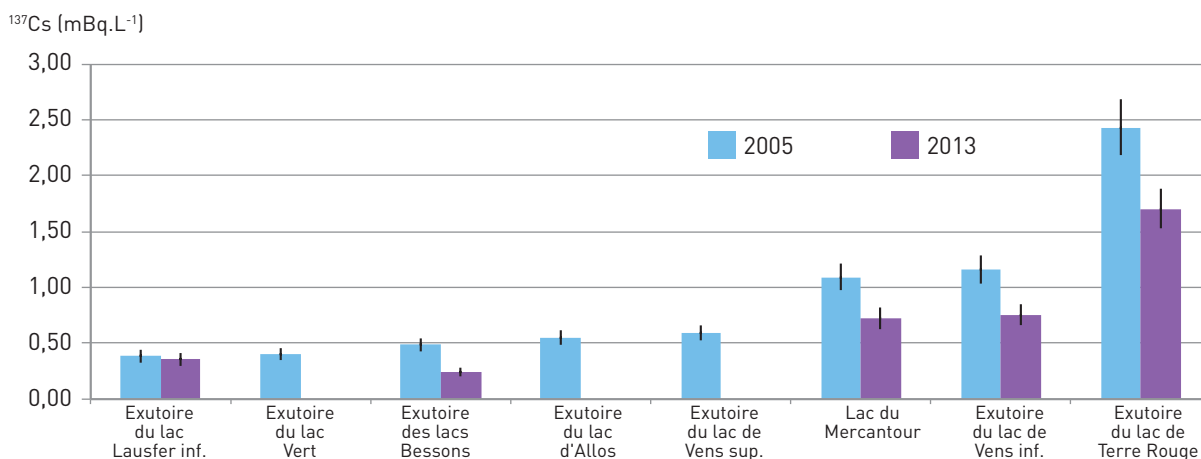
5.1. SYNTHÈSE DES DONNÉES DU MILIEU AQUATIQUE

L'évolution au fil du temps de l'activité des principaux radionucléides artificiels dans les milieux aquatiques permet d'évaluer la persistance ou la diminution des polluants radioactifs dans

l'eau, les sédiments ou les êtres vivants, indépendamment de la décroissance physique liée à la radioactivité. Généralement, l'activité tend à diminuer dans les différents compartiments du milieu aquatique sous l'effet de phénomènes naturels comme l'adsorption du ^{137}Cs sur les particules fines, l'érosion des sédiments, etc. Ainsi, l'activité en ^{137}Cs des échantillons prélevés lors des études précédentes, corrigée de la décroissance radioactive, est calculée pour l'année 2013 afin d'évaluer la variabilité temporelle.

Dans un premier temps, les données acquises dans les lacs du Mercantour sont comparées aux données précédemment acquises par l'IRSN dans ces lacs en 2005 (Figures 26 et 27).

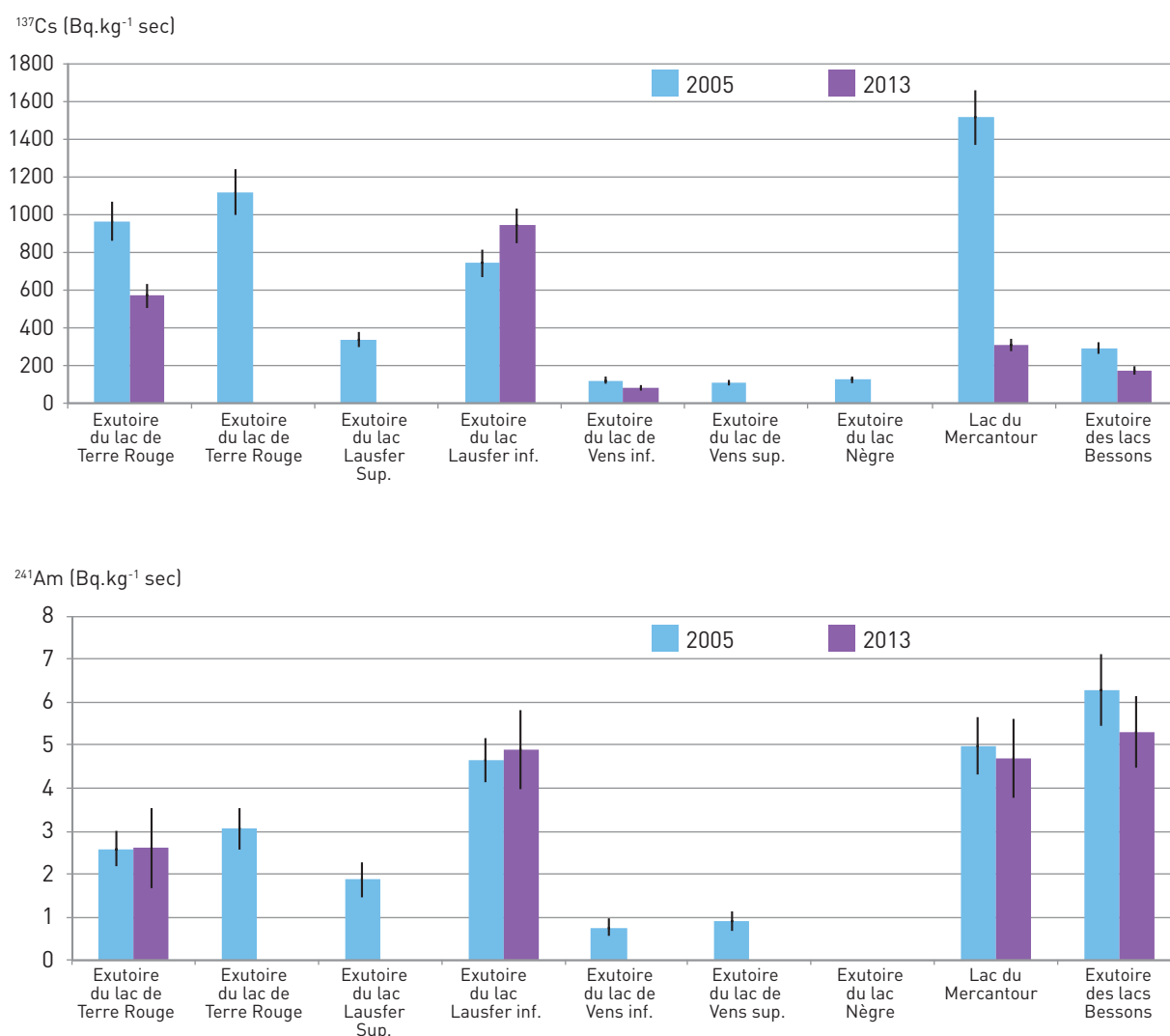
FIGURE 26 / ACTIVITÉ VOLUMIQUE EN ^{137}Cs DANS L'EAU DE SURFACE PRÉLEVÉE DANS LES LACS DU MERCANTOUR EN 2005 ET 2013 PAR L'IRSN (en mBq.L^{-1}). L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs MESURÉE EN 2005 A ÉTÉ CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE POUR L'ANNÉE 2013



L'activité volumique en ^{137}Cs mesurée dans les eaux de surface en 2013 est légèrement plus faible que celle de 2005. Les variations d'activités observées d'un lac à l'autre en 2005 restent les mêmes en 2013. Ainsi, l'activité la plus élevée est observée dans le Lac de

Terre Rouge ($2,43 \pm 0,24 \text{ mBq.L}^{-1}$, en 2005 et $1,71 \pm 0,17 \text{ mBq.L}^{-1}$, en 2013). En comparaison, les eaux de surface du Lac Lausfer Inférieur témoignent d'une activité plus faible les deux années d'observation ($0,38 \pm 0,05 \text{ mBq.L}^{-1}$, en 2005 et $0,35 \pm 0,05 \text{ mBq.L}^{-1}$, en 2013).

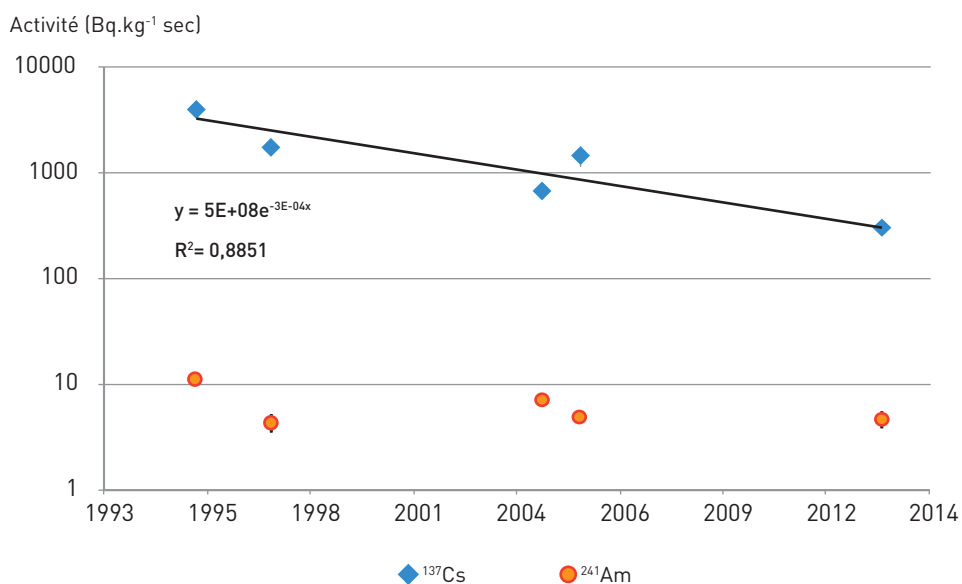
FIGURE 27 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{137}Cs ET EN ^{241}Am MESURÉE DANS LES MOUSSES AQUATIQUES PRÉLEVÉES DANS LES LACS DU MERCANTOUR EN 2005 ET 2013 PAR L'IRSN (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$). L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs MESURÉE EN 2005 A ÉTÉ CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE POUR L'ANNÉE 2013



Dans les mousses aquatiques provenant des lacs, la rémanence de l' ^{241}Am est différente de celle du ^{137}Cs . En effet, l'activité en ^{241}Am est relativement homogène au sein d'un lac donné, quelle que soit l'année de prélèvement (Lac du Mercantour :

$5 \pm 0,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$, en 2005 et $5 \pm 0,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$, en 2013). En comparaison de l' ^{241}Am , l'activité en ^{137}Cs au sein d'un lac donné est plus élevée et plus variable (Lac du Mercantour : $1\,258 \pm 116 \text{ Bq.kg}^{-1}$, en 2005 et $306 \pm 28 \text{ Bq.kg}^{-1}$, en 2013).

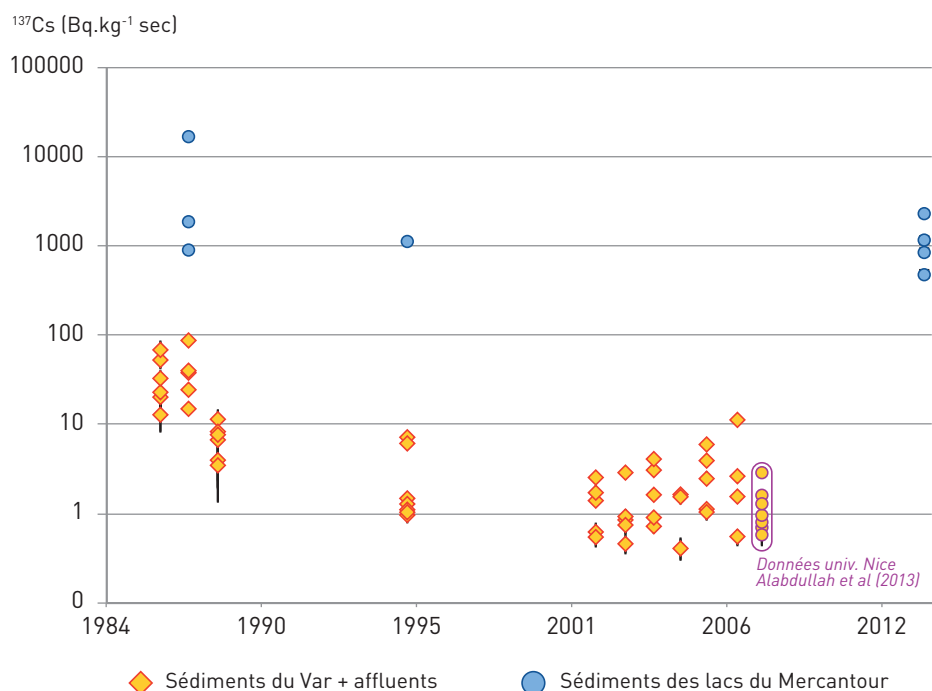
FIGURE 28 / ÉVOLUTION TEMPORELLE DE L'ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{241}Am ET EN ^{137}Cs DANS LES MOUSSES AQUATIQUES PRÉLEVÉES DANS LE LAC DU MERCANTOUR ENTRE 1994 ET 2013 (données IRSN, en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$). L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs A ÉTÉ CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE POUR L'ANNÉE 2013



L'examen des activités dans les mousses prélevées entre 1994 et 2013 par l'IRSN dans le Lac du Mercantour confirme ces observations : l'activité en ^{137}Cs varie fortement au fil du temps, alors que l'activité en ^{241}Am est plus homogène (Figure 28). En ce qui concerne le ^{137}Cs , les variations temporelles observées, assimilées à une décroissance exponentielle, permettent de déduire une période effective de décroissance de l'ordre de 6 ans pour les végétaux du Lac du Mercantour. Cette valeur, supérieure aux périodes de décroissance déduites des variations enregistrées par les végétaux

prélevés dans les fleuves et les rivières en amont des installations nucléaires (3-5 ans, d'après Vray *et al.*, 2003), serait représentative d'un « milieu fermé » dans lequel l'élimination des polluants est plus lente. Sur la période d'observation, les variations de l'activité en ^{241}Am dans les mousses sont faibles (entre 4,4 et 11 Bq.kg^{-1}). La persistance de ce radionucléide au fil du temps dans les végétaux des lacs s'explique sans doute par la décroissance radioactive de son précurseur, ^{241}Pu (période radioactive de 14 ans), qui alimente le système en ^{241}Am .

FIGURE 29 / ÉVOLUTION TEMPORELLE DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES SÉDIMENTS PRÉLEVÉS DANS LES LACS DU MERCANTOUR, LE VAR ET SES AFFLUENTS (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$). DONNÉES IRSN ET UNIVERSITÉ DE NICE (Descamps *et al.*, 1988 ; Alabdullah *et al.*, 2013). L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs A ÉTÉ CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE POUR L'ANNÉE 2013

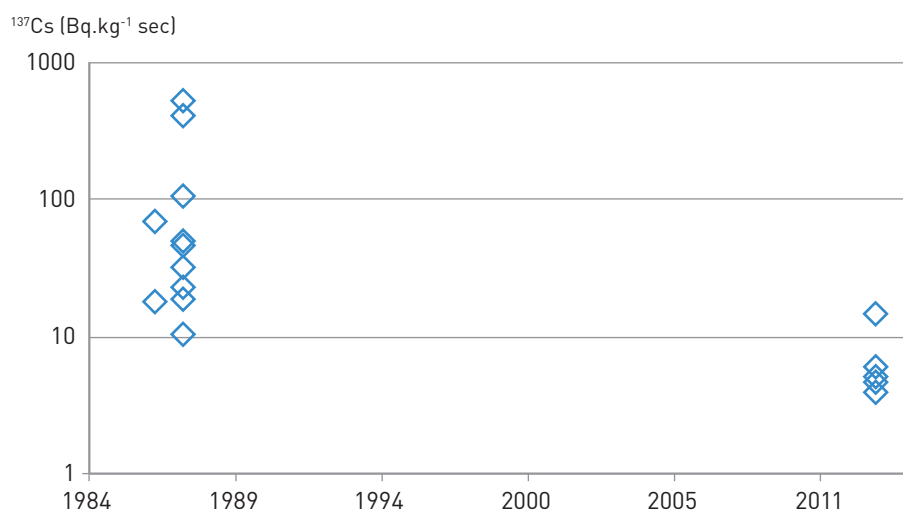


Bien qu'éparses, les données constituant la chronique de l'activité dans les sédiments des lacs du Mercantour montrent que l'activité en ^{137}Cs dans cette matrice a peu évolué au fil du temps, en diminuant d'un ordre de grandeur environ depuis 1987, année des premières mesures (Figure 29). Dans le Var et ses affluents, les activités mesurées en 1986 après l'accident de Tchernobyl sont plus faibles ($10\text{-}100\text{ Bq.kg}^{-1}$) que dans les lacs du Mercantour ($1\ 000\text{-}10\ 000\text{ Bq.kg}^{-1}$). Au fil du temps, l'activité des sédiments du Var et de ses affluents diminue plus rapidement que dans les lacs (deux ordres de grandeur environ en 20 ans) pour atteindre une activité de quelques Bq.kg^{-1} dans les années 2000.

La période de décroissance apparente déduite des sédiments du Var et des rivières affluents est de 4 ans environ. Cette valeur est cohérente avec les périodes de décroissance déduites des variations enregistrées par les sédiments prélevés dans les fleuves et les rivières en amont des installations nucléaires (4-6 ans, d'après Vray *et al.*, 2003).

Les données acquises dans les fleuves de Corse en 2013 (sédiments et poissons) sont comparées à l'activité en ^{137}Cs mesurée dans les mêmes matrices prélevées sur les mêmes sites par l'IPSN, dans les mois qui ont suivi les dépôts de l'accident de Tchernobyl (Figures 30 et 31).

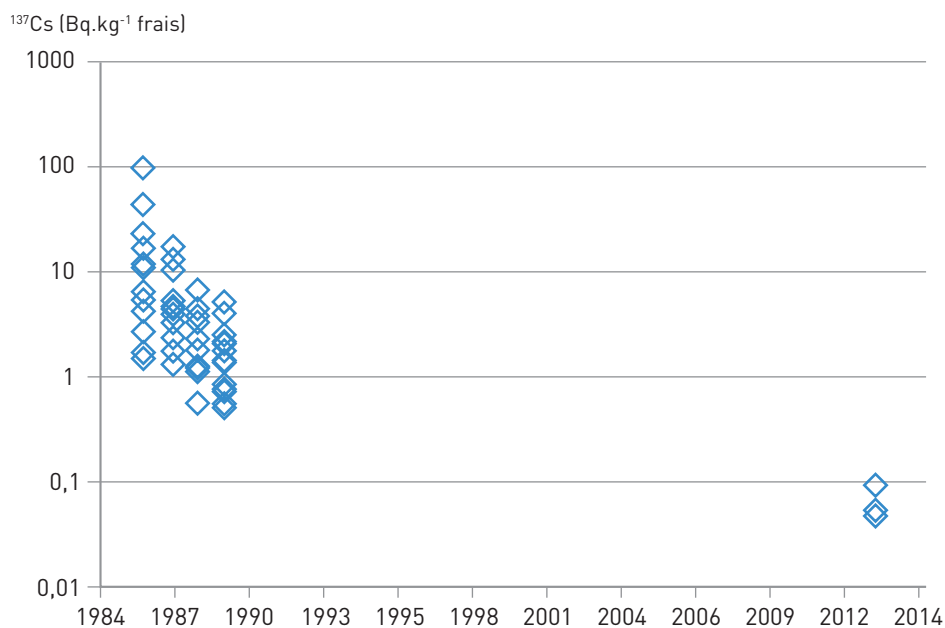
FIGURE 30 / ÉVOLUTION TEMPORELLE DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES SÉDIMENTS PRÉLEVÉS DANS LES FLEUVES DE L'EST DE LA CORSE (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$). L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs A ÉTÉ CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE POUR L'ANNÉE 2013. LES MESURES DES ANNÉES 80 ONT ÉTÉ ACQUISES PAR L'IPSN (Descamps, 1991)



Ces comparaisons montrent que, depuis 1987, l'activité dans les sédiments a diminué d'un ordre de grandeur environ, passant de 10-600 Bq.kg^{-1} à 1-10 Bq.kg^{-1} . Si l'activité initiale des sédiments, élevée et très variable, est le reflet des dépôts sur cette portion de la Corse dans les jours qui suivent l'accident, l'activité mesurée en 2013, plus faible et plus homogène, est conditionnée

par la granulométrie des sédiments (voir paragraphe 4.1.1). La diminution de l'activité en ^{137}Cs dans les poissons atteint deux à trois ordres de grandeur puisque l'activité dans cette matrice, de l'ordre de quelques Bq.kg^{-1} à 100 Bq.kg^{-1} , selon le site de prélèvement dans les semaines qui suivent l'accident, est inférieure à 0,1 Bq.kg^{-1} en 2013.

FIGURE 31 / ÉVOLUTION TEMPORELLE DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES POISSONS PRÉLEVÉS DANS LES FLEUVES DE L'EST DE LA CORSE (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais). L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs A ÉTÉ CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE POUR L'ANNÉE 2013. LES MESURES DES ANNÉES 80 ONT ÉTÉ ACQUISES PAR L'IPSN (Descamps *et al.*, 1991)



Dans les lacs du Mercantour, la radioactivité artificielle évolue faiblement au fil des années, à l'exception des mousses pour lesquelles l'activité en ^{137}Cs diminue avec une période effective de décroissance de l'ordre de 6 ans. Dans ces « milieux fermés », la persistance des polluants radioactifs à savoir le ^{137}Cs issu majoritairement de l'accident de Tchernobyl mais également l' ^{241}Am , marqueur de dépôts radioactifs les plus anciens (les tirs), dans l'eau, les mousses et les sédiments est élevée. En comparaison, dans les « milieux ouverts » que constituent les fleuves et les rivières qui drainent l'Est de la Corse et le Mercantour, l'activité en ^{137}Cs a nettement diminué depuis les premières mesures réalisées en 1986-1987. Ainsi, la période effective de décroissance du ^{137}Cs dans le Var et ses affluents est comparable à celle qui a été observée par l'IRSN dans d'autres fleuves ou rivières du territoire, en amont des installations nucléaires.

5.2. SYNTHÈSE DES DONNÉES DU MILIEU TERRESTRE

5.2.1. Synthèse de l'activité des radionucléides d'origine artificielle dans les sols

Le but de ce paragraphe, focalisé sur l'activité dans les sols, est de rappeler les principaux résultats et de les comparer à d'autres sources de données (Tableau 13).

TABLEAU 13 / COMPARAISON DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs MESURÉE DANS LES SOLS DANS LE CADRE DU CONSTAT DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE AVEC D'AUTRES DONNÉES ANTÉRIEURES

Échelles d'observations du ^{137}Cs	Mesures disponibles		
Toutes zones	Constat Rémanence	Environnement CNPE EDF	
	Moyenne 55 Bq.kg ⁻¹	Moyenne 6,5 Bq.kg ⁻¹	
Aubure (Vosges) Erstein (Alsace)	Constat Rémanence	CRIIRAD 2014	
	10 500 à 11 380 Bq.m ⁻² 5 180 Bq.m ⁻²	8 700 Bq.m ⁻² 4 985 Bq.m ⁻²	
Tobia (Corse)	Constat Rémanence	Pourcelot et Renaud, 2002	Ottavi et Charlent, 1986
	3 780 Bq.m ⁻²	3 450 Bq.m ⁻²	25 870 Bq.m ⁻²
« Points chauds » Isola 2000 (Mercantour)	Constat Rémanence	Pourcelot <i>et al.</i> 2003 :	
	425 000 Bq.m ⁻²	300 000 Bq.m ⁻²	

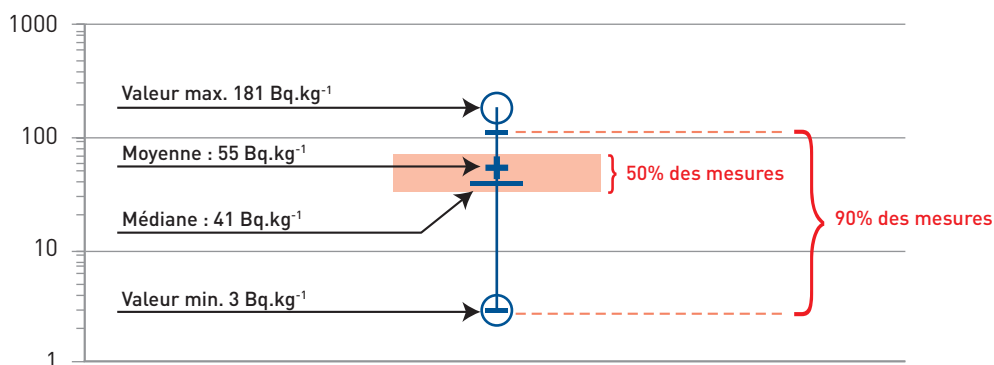
Comparaison des données du constat avec les données acquises dans l'environnement des Centres Nucléaires Producteurs d'Électricité d'EDF

La moyenne de l'activité en ^{137}Cs des sols prélevés dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle (55 Bq.kg⁻¹, entre 0 et 10 cm de profondeur, voir figure 32) est supérieure d'un ordre de grandeur à la moyenne des mesures des sols provenant de l'environnement des Centres Nucléaires Producteurs d'Électricité (CNPE) (mesures effectuées par l'IRSN : 7 Bq.kg⁻¹ ; Roussel-Debet, 2014).

Cet écart s'explique essentiellement par le fait que les CNPE sont situés dans les régions de plaine ou les littoraux, moins touchés par les dépôts de la radioactivité d'origine artificielle que les zones de relief étudiées dans le cadre du présent constat. En effet, les dépôts radioactifs de ^{137}Cs n'ont pas été homogènes à la surface du territoire comme en témoignent les cartographies des dépôts des poussières radioactives véhiculées dans l'air, émises lors des explosions nucléaires et de l'accident de Tchernobyl (Renaud *et al.*, 2003 ; Roussel-Debet *et al.*, 2007).⁶

6. Ces connaissances sont également synthétisées sous la forme de fiches disponibles sur le site de l'IRSN www.irsn.fr

FIGURE 32 / REPRÉSENTATION SOUS LA FORME DE « BOÎTE À MOUSTACHE » DE LA VARIABILITÉ DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES SOLS (0-10 cm) PRÉLEVÉS ET ANALYSÉS LORS DE LA PRÉSENTE ÉTUDE



Ces cartographies montrent que (1) les zones présentant les cumuls de précipitations annuelles les plus élevées du territoire, c'est-à-dire les reliefs, sont les plus touchées par les dépôts radioactifs consécutifs aux essais atmosphériques et que (2) les zones de l'Est du territoire, les plus arrosées lors du passage des masses d'air contaminées en mai 86, sont les plus marquées par le ^{137}Cs provenant

de l'accident de Tchernobyl. Ainsi, la différence d'un ordre de grandeur entre l'activité en ^{137}Cs dans les sols prélevés dans l'environnement des CNPE et celle des sols prélevés dans le cadre de la présente étude s'explique essentiellement par le fait que les dépôts radioactifs sont plus importants dans les zones étudiées, situées en altitude et, pour une partie d'entre elles, dans l'Est de la France.

FOCUS

Contamination radioactive des sols alsaciens en 2014 : une étude réalisée par la Criirad pour l'association Les enfants de Tchernobyl

À l'approche des 30 ans de la catastrophe de Tchernobyl, l'association « Les Enfants de Tchernobyl » a souhaité établir un état des lieux actualisé de la contamination radioactive des sols alsaciens.

La 1^{re} campagne de la CRIIRAD financée par le Conseil Régional d'Alsace, a été menée en 1990.

L'étude initiale confiée au laboratoire de la CRIIRAD avait un double objectif :

- établir un état des lieux de la contamination globale des sols en 1990/91, afin de disposer de données de référence pour des suivis ultérieurs,
- apprécier, a posteriori, l'intensité des retombées de Tchernobyl en 1986 sur l'Alsace. L'association précise que « cette campagne a révélé un facteur 1 000 entre les valeurs CRIIRAD et les valeurs officielles à l'époque, avec des points à plus de 10 000 Bq.m⁻² ».

La deuxième étude engagée par la Région Alsace, en 1998, a porté sur 28 des 66 sites retenus en 1990. Le choix de ces sites a tenu compte de leur répartition géographique et des activités mesurées à l'occasion de la première campagne de prélèvement.

L'association les « Enfants de Tchernobyl » a demandé au laboratoire de la CRIIRAD de dimensionner une nouvelle étude à réaliser à l'automne 2014 afin d'effectuer une actualisation de l'étude de 1998.

L'objectif est de déterminer le niveau de contamination résiduelle globale en césium 137 et s'il existe un impact mesurable des retombées imputables à la catastrophe de Fukushima en 2011.

L'étude est fondée sur des prélèvements de sol par carottage afin de rendre compte de la distribution verticale de la contamination, d'évaluer la migration en profondeur des radionucléides et de reconstituer les activités surfaciques. Les représentants des communes d'Erstein dans le Bas-Rhin, d'Aubure, de Breitenbach, de Durmenach, de Kruth et de Wolfgantzen dans le Haut-Rhin, qui ont apporté un soutien financier au projet, ont pu participer à la réalisation des carottages sur le terrain.

Un rapport d'étude et une synthèse grand public rédigés par la CRIIRAD ont été mis en ligne sur les sites de l'association « Les Enfants de Tchernobyl » et de la CRIIRAD (CRIIRAD, 2015).

Comparaison avec des données acquises sur les mêmes sites

Des prélèvements de sols ont été réalisés par la CRIIRAD dans six communes d'Alsace, en 2014 (CRIIRAD, 2015). La méthode de prélèvement est très proche de celle de l'IRSN, même si les prélèvements excluent les sols forestiers et les sols de pâture. Les inventaires en ^{137}Cs mesurés par les deux organismes dans les sols de deux communes (Aubure et Erstein) sont très proches (Tableau 13). La convergence des données à l'échelle de l'Alsace est également très satisfaisante, car sur six sites de prélèvements répartis sur 6 (CRIIRAD) et 3 communes (IRSN), les inventaires en ^{137}Cs sont compris entre 5 400 et 10 948 Bq.m^{-2} et entre 5 180 à 11 380 Bq.m^{-2} , respectivement.

Dans le Mercantour, les « points chauds » ont été identifiés au lendemain de l'accident de Tchernobyl. De nombreuses mesures ont été effectuées par la suite au cours des années 1990 à 2000 par l'OPRI, l'IPSN (Maubert *et al.*, 1997) et la CRIIRAD (Chareyron, 2002) dans ce massif, qui montrent que l'activité en ^{137}Cs mesurée sur des surfaces de sol de quelques dm^2 à un m^2 environ,

peut dépasser, très localement, 10 000 Bq.kg^{-1} . Au début des années 2000, sur une zone atelier localisée à Isola 2000 à 2 200 m d'altitude, l'IRSN a essayé de comprendre comment le ^{137}Cs s'est concentré sur le sol pour former ces « points chauds », en expérimentant le rôle du manteau neigeux. Les observations et les mesures ont montré que la formation des congères hivernales, puis le ruissellement des eaux lors de la fonte des névés au printemps ont mené à la formation des taches de contamination (Pourcelot *et al.*, 2003a) (Figure 33). Par ailleurs, la cartographie d'un bassin-versant du Mercantour (27 km^2) a montré que les « points chauds » ne représentent que 0,6 % de la surface cartographiée (Pourcelot *et al.*, 2003b).

La comparaison entre les différents sites de prélèvements localisés dans le Mercantour montre que l'activité en ^{137}Cs des « points chauds » varie fortement (Chareyron, 2002). Cette forte variabilité est également présente à l'échelle de la parcelle où ont été réalisés les prélèvements de l'IRSN, en 1999 et en 2014 (Isola 2000) et explique l'écart observé entre les deux périodes (300 000 et 425 000 Bq.m^{-2} , respectivement) (Tableau 13).

FIGURE 33 / FONTE DE LA GLACE AU PRINTEMPS (ISOLA 2000)

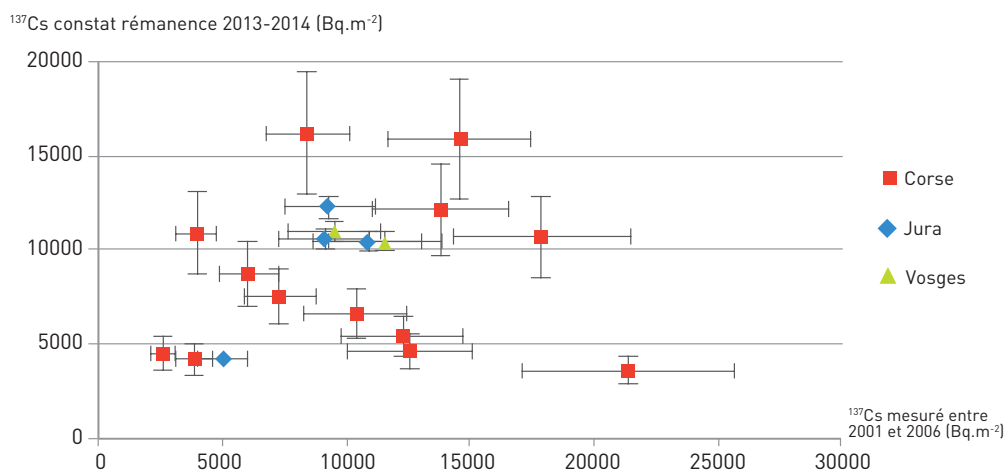


Vingt-deux prélèvements et mesures réalisés en 2015 par l'ACRO dans les Alpes du Sud et la Savoie confirment que l'activité en ^{137}Cs des sols alpins est très hétérogène, comprise entre 442 (Col de la Pisse, Hautes-Alpes) et 68 000 Bq.kg^{-1} (Col du

Restefond, Mercantour) (ACRO, 2015). Il ressort de cette étude que le Parc du Mercantour ou encore le Parc des Écrins restent des zones où les niveaux de radioactivité sont parmi les plus élevés.

Évolution de l'activité en ¹³⁷Cs des sols au cours du temps

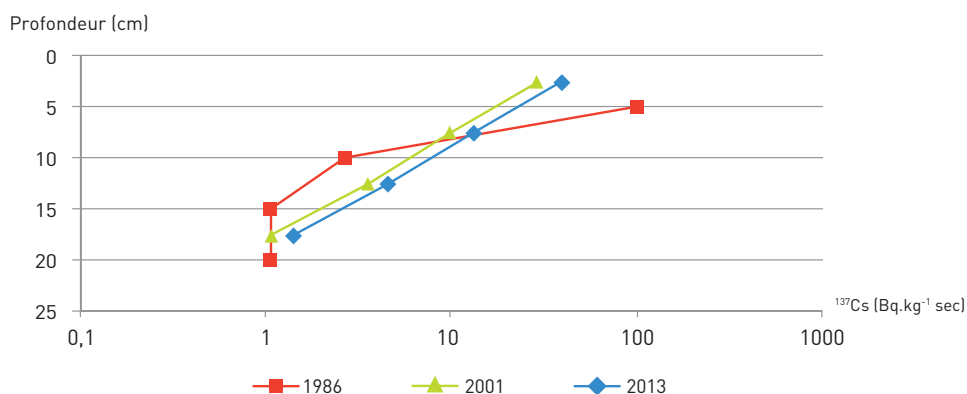
FIGURE 34 / ACTIVITÉ SURFACIQUE EN ¹³⁷Cs MESURÉE EN CORSE, DANS LE JURA ET LES VOSGES DANS LE CADRE DU CONSTAT DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE, EN 2013-2014 EN FONCTION DE L'ACTIVITÉ MESURÉE PRÉCÉDEMMENT SUR LES MÊMES SITES (Corse 2001, Jura 2004-2005 et Vosges 2003-2006). LES ACTIVITÉS ACQUISES ENTRE 2001 ET 2006 SONT CORRIGÉES DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉES AU 1/1/2014



De même, les inventaires en ¹³⁷Cs acquis dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle sur certains sites de Corse, des Vosges et du Jura sont globalement comparables aux mesures précédemment réalisées par l'IRSN sur ces sites, entre 2001 et 2006 (Figure 34). Quelques écarts observables par rapport à la droite de régression proviennent probablement de la variabilité du ¹³⁷Cs au niveau des sites de prélèvements. Rappelons en effet que le coefficient de variation de l'inventaire en ¹³⁷Cs des sols peut atteindre 79 % (paragraphe 4.2.1.2).

Sur le site de Tobia, situé en Corse à proximité de Corte, l'IRSN a réalisé des prélèvements de sols en 1986, 2001 et 2013 (Figure 35) (Ottavi et Charlent, 1988 ; Pourcelot et Renaud, 2002). La répartition verticale du ¹³⁷Cs dans le sol échantillonné en novembre 1986, quelques mois seulement après l'accident de Tchernobyl, se distingue des prélèvements réalisés en 2001 et 2013 ; ces derniers sont quasi-identiques avec une activité en ¹³⁷Cs comprise entre 30 et 40 Bq.kg⁻¹ entre 0 et 5 cm de profondeur, puis qui décroît de manière régulière le long du profil. En effet, le profil de 1986 est très contrasté avec une activité de plus de 100 Bq.kg⁻¹ entre 0 et 10 cm de profondeur, puis qui chute à quelques becquerels par kilogramme de sol en deçà.

FIGURE 35 / RÉPARTITION DU ¹³⁷Cs DANS LE PROFIL DE SOL DE TOBIA (Corse) PRÉLEVÉ ET MESURÉ PAR L'IRSN EN 1986, 2001 ET 2013 (activité exprimée en Bq.kg⁻¹ de matière sèche, corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2013)



Entre 1986 et 2001, l'inventaire en ^{137}Cs du sol prélevé à Tobia passe de 25 900 à 3 450 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, soit une diminution de 85 % (Tableau 13). Si une part importante (47 %) de cette diminution provient de la décroissance radioactive du ^{137}Cs (période radioactive de 30 ans), une part non négligeable (38 %) est éliminée du profil. Des observations similaires ont été réalisées par la CRIIRAD : la diminution de l'inventaire des sols d'Alsace entre 1990 et 1998 atteint 41 %, au lieu de 18 % du seul fait de la décroissance radioactive (CRIIRAD, 2015). Entre 2001 et 2013, les inventaires du sol de Tobia sont proches : 3 450 et 3 780 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, respectivement (Tableau 13). Entre 1998 et 2014, la CRIIRAD note une diminution moyenne de 31 % de l'inventaire des sols d'Alsace, qui correspond à la décroissance radioactive entre les deux années de prélèvements (CRIIRAD, 2015).

Davantage d'observations de l'évolution du ^{137}Cs dans les sols au cours du temps sont disponibles dans le cadre du réseau de surveillance de l'IRSN (Roussel-Debet *et al.*, 2005). Ainsi, dans un sol de prairie d'altitude du Puy-de-Dôme (Beaune-le-Froid), la période effective du ^{137}Cs déduite des mesures effectuées entre 1993 et 2004 (27 ans), très proche de la période radioactive (30 ans), montre que ce radionucléide migre très lentement dans ce profil, en comparaison des autres sols prélevés en plaine, cultivés ou non (période effective comprise entre 6,3 et 9,5 ans).

L'évolution du ^{137}Cs dans les sols et le transfert potentiel dans les plantes s'expliquent essentiellement par le comportement de ce radionucléide vis-à-vis des particules les plus fines des sols, à savoir les argiles. En effet, les argiles piègent de manière plus ou moins réversible le radiocésium et ce phénomène constitue un frein à la mobilité du césium, c'est-à-dire à la migration verticale au sein du profil et aux transferts à la végétation de forêt ou de prairie. Les profils de l'activité du ^{137}Cs et du ^{90}Sr des sols sableux des Vosges et argileux du Jura (voir paragraphe 4.2.1.1) illustrent l'importance de la texture du sol. Dans le cas des sols riches en sable (Vosges), les migrations verticales dans les sols et également les transferts aux végétaux sont accentués. À l'inverse, les argiles, présentes en plus forte teneur dans certains sols du Jura, diminuent fortement le transfert dans les végétaux de cette zone. Ces observations sont en accord avec les facteurs de transfert aux plantes⁷, dérivés des

études radioécologiques menées après l'accident de Tchernobyl, qui montrent que les transferts aux végétaux sont plus élevés dans les sols sableux ou riches en matière organique ou ayant un pH acide en comparaison des sols riches en argile ou ayant un pH basique (AIEA, 2010 ; Roussel-Debet et Colle, 2005 ; Deneux-Mustin et Roussel-Debet, 2003). Ceci montre que le ^{137}Cs est plus ou moins mobile en fonction de certaines propriétés du sol (teneur en argile, en sable et en matière organique). De même, les conditions physico-chimiques particulières du sol de Beaune-le-Froid (Puy-de-Dôme) sont probablement à l'origine de la forte rémanence du ^{137}Cs exprimée précédemment (Roussel-Debet *et al.*, 2005).

Par ailleurs, dans le sol sableux de Tobia, l'éluviation⁸ du ^{137}Cs est probablement plus marquée au cours des années 90 (différence entre le profil de 1986 et celui de 2001) en comparaison des années 2000 (faible différence entre le profil de 2001 et celui de 2013). Les expérimentations menées en laboratoire un an après l'accident de Fukushima montrent en effet que le ^{137}Cs des sols résiste au lessivage par des solutions aqueuses, mais peut être extrait des particules argileuses grâce à des solutions d'ammonium (Kikawada *et al.*, 2015). De même, les observations de terrain ont montré que le transfert aux plantes a diminué au cours des années qui suivent l'accident de Fukushima et de Tchernobyl et notamment dans les récoltes, car la part du ^{137}Cs disponible pour les plantes a diminué progressivement au profit du ^{137}Cs fixé de manière irréversible par les argiles (Krouglov *et al.*, 1997 ; AIEA, 2006 ; Fujimura *et al.*, 2015). Ainsi, la mobilité du Cs évolue au fil des années, au fur et à mesure qu'il se fixe sur les argiles (Ehlken et Kirchner, 2002). L'éluviation observée sur le site de Tobia a été possible dans les mois qui ont suivi le dépôt dans la mesure où ce phénomène est intervenu plus rapidement que la fixation du ^{137}Cs dans ce sol pauvre en argile. À partir de 2001, le ^{137}Cs est fixé aux particules fines et le profil du sol de Tobia évolue peu au cours du temps jusqu'en 2013. Cette hypothèse est renforcée par les observations réalisées dans les sols provenant de l'environnement des CNPE d'EDF entre 2005 et 2013 qui montrent que l'activité en ^{137}Cs n'évolue plus qu'en fonction de sa période radioactive (Roussel-Debet, 2014).

7. Le facteur de transfert est le rapport entre l'activité mesurée dans la plante et l'activité mesurée dans le sol.

8. Entraînement vers le bas des substances solubles ou colloïdales d'un sol, synonyme de lessivage.

L'activité en ^{137}Cs des sols des zones caractérisées par une forte rémanence de la radioactivité d'origine artificielle dépend en première approche de l'activité déposée dans les jours ou les semaines qui suivent les tests atmosphériques d'armes nucléaires et l'accident de la centrale de Tchernobyl. Les cartographies des dépôts du ^{137}Cs à l'échelle du territoire proposées par l'IRSN dans les années 2000 montrent que (1) les zones les plus humides du territoire, c'est-à-dire les reliefs, sont les plus touchées par les dépôts radioactifs consécutifs aux essais atmosphériques et que (2) les zones de l'Est du territoire, les plus arrosées lors du passage des masses d'air contaminées en mai 86, sont les plus marquées par le ^{137}Cs provenant de l'accident de Tchernobyl. Les mesures de l'activité des sols effectuées dans le cadre de la présente étude sont cohérentes avec ces cartographies. En effet, ce lot de données témoigne d'une activité moyenne en ^{137}Cs plus élevée d'un ordre de grandeur en comparaison des mesures effectuées par l'IRSN dans les zones de plaine alluviale et les littoraux. Enfin, la synthèse souligne l'importance de paramètres environnementaux ou quelquefois anthropiques qui expliquent les variations parfois importantes de l'activité dans les sols et dans les plantes d'une zone d'étude à une autre ou au cours du temps. Il s'agit de certaines caractéristiques du sol (texture, teneur en matière organique, pH, concentration en cations échangeables), du milieu (occupation du sol par la prairie ou la forêt) et de pratiques culturales qui sont susceptibles d'accroître la mobilité dans les sols, c'est-à-dire la migration dans le sol ou le transfert aux végétaux.

Le ^{90}Sr dans les sols

Le ^{90}Sr se singularise par une forte mobilité dans les sols, en comparaison du ^{137}Cs . En effet, alors que le ^{137}Cs est essentiellement présent dans les dix premiers centimètres du sol, la répartition du ^{90}Sr est relativement homogène en fonction de la profondeur. Ces observations montrent que ce radionucléide migre verticalement au sein du profil. De plus, le ^{90}Sr est caractérisé par des transferts dans les végétaux plus marqués que ceux du ^{137}Cs . Par exemple, la proportion de radiostrontium du sol de prairie transférée dans les végétaux est plus élevée que celle du ^{137}Cs . Un autre fait saillant est l'activité observée dans la litière des sols des forêts, plus élevée en ^{90}Sr en comparaison du ^{137}Cs (Solovitch-Vella *et al.*, 2008). La comparaison entre les profils de sol du Jura et des Vosges montre que la mobilité du strontium est étroitement associée à la texture du sol, dans la mesure où la migration et le transfert aux plantes sont favorisés dans les sols sableux par rapport aux sols argileux.

En dehors des inventaires acquis dans cette étude (225 à 1 294 Bq.m⁻²), peu d'inventaires en ^{90}Sr des sols sont disponibles. Ainsi, des mesures ont été effectuées précédemment dans des sols des Vosges, en 2003 (1 664 Bq.m⁻²) et du Mercantour, en 1999 (1 700 à 2 465 Bq.m⁻²) (Solovitch-Vella *et al.*, 2007 ; Pourcelot *et al.*, 2007). À Bure (Meuse), les inventaires en ^{90}Sr mesurés en 2010 sont plus faibles que ceux des zones montagneuses (413 à 972 Bq.m⁻²) (Pourcelot *et al.*, 2013). Comme le

plutonium, le ^{90}Sr provient des essais nucléaires atmosphériques. Mais, à la différence du plutonium (voir paragraphe suivant), la variabilité conséquente des inventaires en ^{90}Sr d'une zone à l'autre et d'une étude à une autre est sans doute liée à la plus forte mobilité de ce radionucléide artificiel dans les sols comme explicité précédemment.

Le plutonium et l'americium-241 dans les sols

Les données disponibles pour le plutonium et l'americium-241 dans les sols sont beaucoup moins nombreuses que pour le césium 137. Trois traits essentiels sont à retenir des données acquises dans la présente étude :

- les fortes variations de l'activité massique au sein des profils de sol montrent que le plutonium et l' ^{241}Am ont peu migré dans le sol,
- la distribution des transuraniens d'un site d'étude à un autre (l'essentiel des inventaires est compris entre 100 et 200 Bq.m⁻²) est moins hétérogène que celle du ^{137}Cs ,
- le rapport d'activité $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ des sols est parfaitement compatible avec le rapport d'activité des retombées globale de plutonium, incluant les tirs atmosphériques d'armes nucléaires et la chute du satellite SNAP-9A (1964), mis en évidence dans d'autres études (Duffa, 2001 ; Le Roux *et al.*, 2010).

Peu mobiles, les transuraniens des sols constituent des traceurs emblématiques des retombées globales. C'est pour cette raison que dans les sols la proportion de plutonium par rapport au ^{137}Cs a mis en évidence les zones les plus touchées par les retombées des tirs atmosphériques d'armes nucléaires (Ariège et Pyrénées-Atlantiques) et les zones qui, en plus, cumulent le dépôt de ^{137}Cs consécutif à l'accident de Tchernobyl (les Vosges, le Jura, les Alpes du Sud et la Corse). Rappelons que les mesures effectuées par l'IRSN dans la Montagne-Noire

et la Savoie ont montré que ces massifs sont principalement marqués par les retombées des essais nucléaires, avec des inventaires moyens en plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) de 115 et 127 Bq.m^{-2} , respectivement (Le Roux *et al.*, 2010). Comme attendu, dans les zones de plaine, les inventaires sont plus faibles que dans les zones de montagne : 47 Bq.m^{-2} (moyenne de 19 points de mesure) et 75 Bq.m^{-2} (moyenne de 5 points de mesure) dans la basse vallée du Rhône et dans la Meuse, respectivement (Duffa, 2001 ; Pourcelot *et al.*, 2013).

5.2.2. Synthèse des mesures du débit de dose

Rappelons que les mesures de terrain réalisées dans le Jura et les Vosges ont montré que le débit de dose du ^{137}Cs était compris entre 2,1 et 7,4 nSv.h^{-1} , selon les sites. Ces valeurs sont intermédiaires, comprises entre les valeurs qui proviennent de

sites d'altitude des Alpes (Mercantour et Tessin, en Suisse), particulièrement touchés par la radioactivité artificielle et les mesures effectuées dans les zones de plaine, où les dépôts et par conséquent les débits de dose sont plus faibles (Nord-Cotentin et Orsay) (Tableau 14). La valeur la plus élevée est mesurée au niveau d'un « point chaud » du Mercantour (100 nSv.h^{-1}).

TABLEAU 14 / COMPARAISON DES DÉBITS DE DOSE MESURÉS EN FRANCE ET EN SUISSE

Zones d'étude	Jura et Vosges	Mercantour	Mercantour « Point chaud »	Nord-Cotentin et Orsay	Tessin (CH)
Débit de dose ^{137}Cs (nSv.h^{-1})	2,1-7,4	12	100	0,5-1	12-30
Origine des données	Présente étude	Gurriaran <i>et al.</i> (2001)	Gurriaran <i>et al.</i> (2001)	Gurriaran <i>et al.</i> (2001)	OFSP (2014)

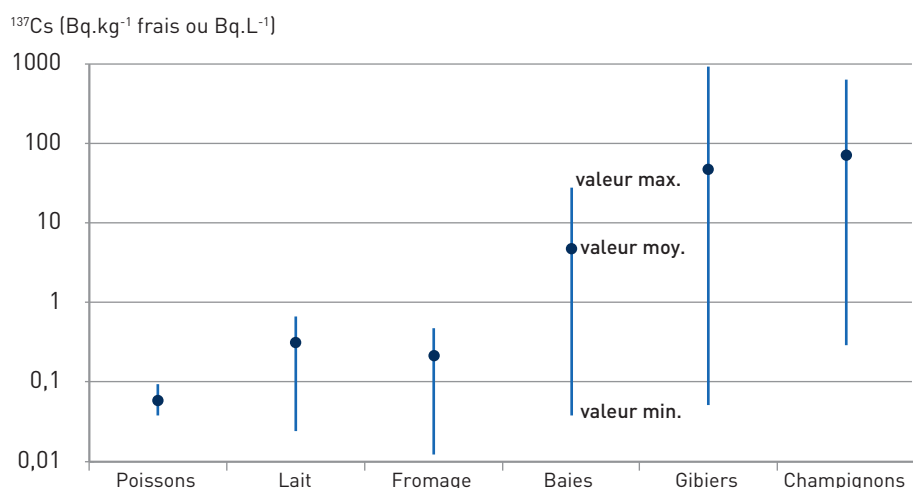
5.2.3. Synthèse de l'activité des radionucléides d'origine artificielle dans les denrées

Les mesures réalisées dans les denrées prélevées dans le cadre de cette étude montrent que ce sont les produits provenant de la forêt et plus particulièrement le gibier et les champignons qui témoignent de l'activité en ^{137}Cs la plus élevée (Figure 36). En effet, l'activité peut dépasser une centaine de becquerels par kilogramme de matière fraîche dans ces matrices. Un échantillon de gibier

($903 \pm 82 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais) et un échantillon de champignons ($614 \pm 61 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais) dépasse la limite de commercialisation des denrées contaminées en vigueur à l'époque de l'accident de Tchernobyl⁹ (600 Bq.kg^{-1}). Cependant, les valeurs mesurées sont inférieure à la limite de commercialisation en vigueur actuellement¹⁰ ($1\,250 \text{ Bq.kg}^{-1}$).

Parmi les denrées analysées, le lait et le fromage témoignent d'une activité en ^{137}Cs plus faible et plus homogène que les productions provenant des zones de forêt. Enfin, l'activité en ^{90}Sr mesurée dans les fromages ($0,22 \pm 0,05$ à $2,7 \pm 0,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais) est environ dix fois plus élevée que dans le lait.

FIGURE 36 / SYNTHÈSE DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs MESURÉE DANS LES DENRÉES PRÉLEVÉES ET MESURÉES PAR L'IRSN DANS LE CADRE DU CONSTAT DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE (en Bq.kg^{-1} frais ou Bq.L^{-1})



Comparaison avec les données acquises par l'IRSN dans l'environnement des CNPE

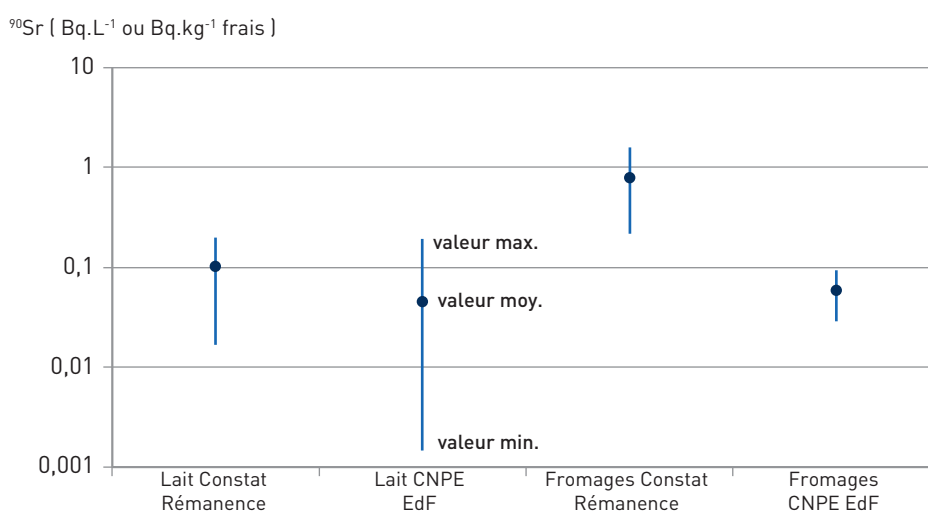
Dans le cadre d'études effectuées à proximité des CNPE d'EDF, le lait de vache est régulièrement échantillonné et analysé. L'activité en ^{137}Cs dans cette matrice, comprise entre $0,004$ et $0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$ (mesures acquises en 2013, d'après Roussel-Debet, 2014), est plus faible que la moyenne ($0,32 \text{ Bq.L}^{-1}$), la valeur minimale et la valeur maximale ($0,03$ et $0,64 \text{ Bq.L}^{-1}$, respectivement) des

mesures réalisées dans le cadre de ce constat. Prélevés beaucoup moins fréquemment que le lait, les champignons provenant de l'environnement des CNPE témoignent d'une activité en ^{137}Cs très variable, de $0,03$ à 21 Bq.kg^{-1} de matière fraîche (activité corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1^{er} janvier 2014, d'après Roussel-Debet et Duffa, 2005), mais plus faible que celle de la présente étude ($0,3$ à 614 Bq.kg^{-1} de matière fraîche).

9. Conseil des Communautés Européennes, 30 mai 1986

10. Règlements Euratom 3954/87, 2218/89 et 770/90

FIGURE 37 / ACTIVITÉ EN ^{90}Sr DANS LE LAIT ET LES FROMAGES (en Bq.L^{-1} et en Bq.kg^{-1} de matière fraîche, respectivement) ÉCHANTILLONNÉS ET MESURÉS PAR L'IRSN DANS LE CADRE DU CONSTAT DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE ET DANS LE CADRE D'ÉTUDES EFFECTUÉES À PROXIMITÉ DES CNPE (d'après Roussel-Debet et Duffa, 2005). POUR CE LOT DE DONNÉES, L'ACTIVITÉ EST CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE AU 1^{ER} JANVIER 2014



En ce qui concerne le ^{90}Sr , l'activité moyenne mesurée dans le lait échantillonné dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité artificielle est en moyenne deux fois plus élevée que l'activité mesurée dans le cadre du suivi radioécologique de l'environnement des CNPE (Figure 37). De plus, ce lot de données témoigne d'une valeur minimale très faible ($0,002 \text{ Bq.L}^{-1}$). Les analyses de fromages révèlent des écarts plus nets entre les deux sources de données, puisque l'activité en ^{90}Sr dans les fromages prélevés lors du constat radiologique ($0,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de matière fraîche) est dix fois plus élevée que celle mesurée dans l'environnement des CNPE ($0,06 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de matière fraîche).

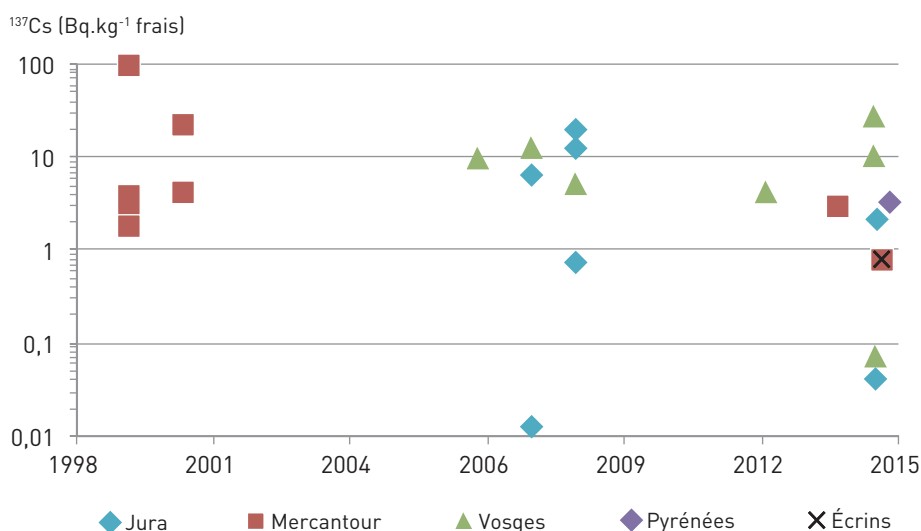
L'écart entre les deux jeux de données s'explique par le fait que les zones de plaine alluviale et les littoraux où sont implantés les CNPE ne font pas partie des zones les plus touchées par les retombées des tirs atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl, à la différence des zones montagneuses ciblées dans le cadre du présent constat radiologique. Ceci explique que, plusieurs dizaines d'années après les dépôts des produits de fission, les denrées des zones qui témoignent d'une rémanence marquée de la radioactivité artificielle (voir paragraphe précédent) sont significativement plus contaminées que les denrées issues des zones de plaine.

Variabilité spatiale et évolution temporelle de l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr des denrées

Dans ce paragraphe, l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr des denrées analysées dans le cadre du présent constat radiologique est comparée à l'activité mesurée dans ces zones lors d'études précédentes, dans le but d'évaluer la persistance (plus ou moins marquée d'une matrice à une autre) de ces polluants radioactifs au fil du temps.

Dans les baies, l'activité en ^{137}Cs mesurée dans le cadre de cette étude est proche de l'activité observée au cours des années précédentes (Figure 38). Ainsi, la forte variabilité enregistrée par ces matrices en 2014 (plus de deux ordres de grandeur) est également observée pour les données plus anciennes (Mercantour, en 1999-2000 et Jura, en 2007-2008). Cette forte variabilité provient en partie du fait que différentes espèces sont prélevées sur la même zone d'étude (voir figure 39 et son commentaire). Il est difficile de conclure avec certitude quant à l'évolution de l'activité dans les baies sur chaque zone étudiée, bien que la représentation de l'ensemble des données suggère une légère diminution globale de l'activité dans ces matrices au fil du temps.

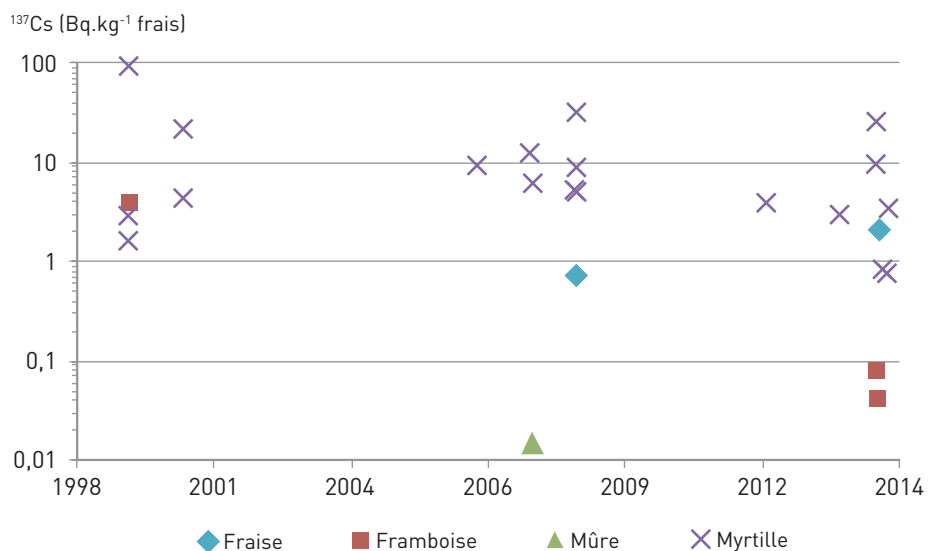
FIGURE 38 / ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES BAIES PRÉLEVÉES DANS DIFFÉRENTES ZONES DU TERRITOIRE ET ANALYSÉES PAR L'IRSN ET EXPRIMÉE EN FONCTION DU TEMPS (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais). L'ACTIVITÉ MESURÉE À UNE DATE DONNÉE EST CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE AU 1/1/2014



Parmi les différentes espèces de baies prélevées, les myrtilles témoignent d'une activité en ^{137}Cs potentiellement élevée. La variabilité au sein de cette espèce, de quelques becquerels à quelques dizaines de becquerels par kilogramme de matière fraîche, est relativement constante

durant la période d'observation (Figure 39). L'activité dans les autres espèces (fraise, framboise et mûre) est probablement plus faible, mais les données ne permettent pas de proposer de niveaux d'activités représentatifs pour chacune d'elle.

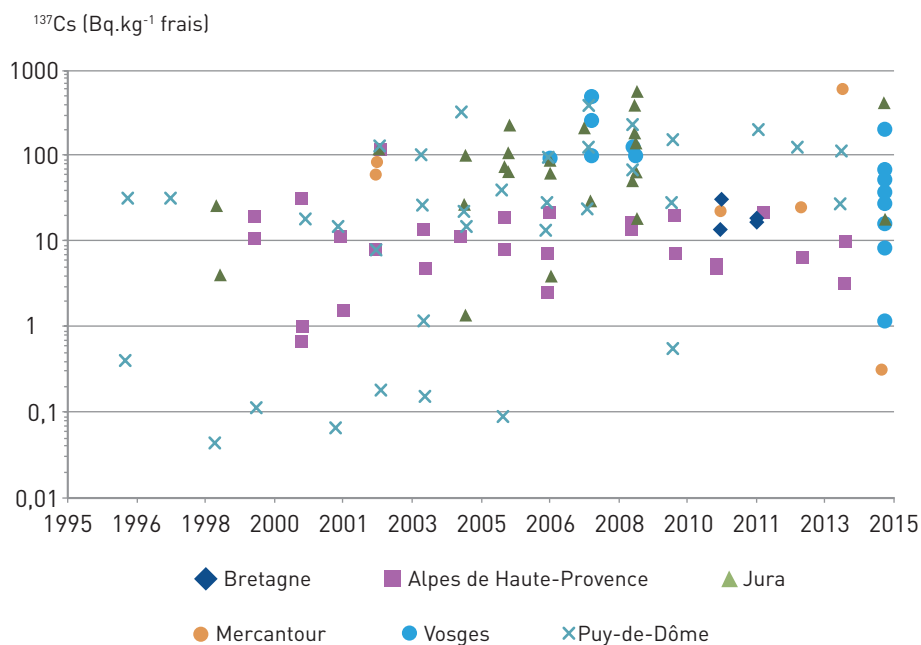
FIGURE 39 / ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES DIFFÉRENTES ESPÈCES DE BAIES PRÉLEVÉES ET ANALYSÉES PAR L'IRSN ET EXPRIMÉE EN FONCTION DU TEMPS (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais). L'ACTIVITÉ MESURÉE À UNE DATE DONNÉE EST CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE AU 1/1/2014



Dans les champignons, l'activité en ^{137}Cs varie de plusieurs ordres de grandeur quelle que soient la zone d'étude et l'année (Figure 40). Cette forte variabilité est inféodée aux différentes espèces qui sont souvent prélevées sur chacune des zones (voir Figure 41 et son commentaire). Comme attendu, les prélèvements réalisés

dans les zones de faibles altitudes (Bretagne et Alpes de Haute-Provence) témoignent globalement d'une activité moyenne plus faible que les échantillons issus des zones de plus haute altitude, dont l'activité en ^{137}Cs est potentiellement plus élevée (Vosges, Mercantour, Jura et Puy-de-Dôme) (Tableau 15).

FIGURE 40 / ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES CHAMPIGNONS PRÉLEVÉS DANS DIFFÉRENTES ZONES DU TERRITOIRE ET ANALYSÉS PAR L'IRSN ET EXPRIMÉE EN FONCTION DU TEMPS (en Bq.kg^{-1} frais). L'ACTIVITÉ MESURÉE À UNE DATE DONNÉE EST CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE AU 1/1/2014

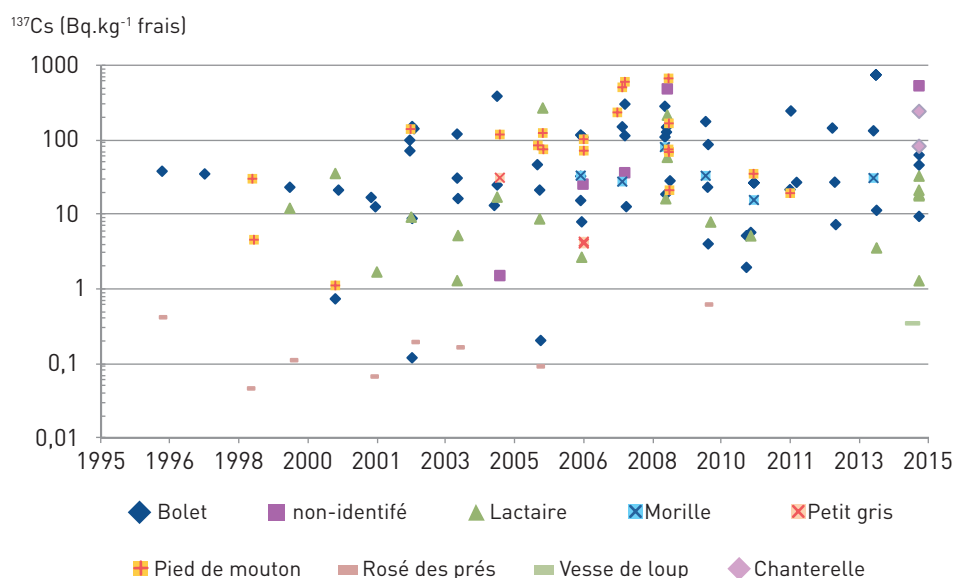


Ainsi, l'activité en ^{137}Cs est comparable dans les champignons provenant du Nord-Est de la France (en moyenne une centaine de becquerels par kilogramme dans le Jura et les Vosges), alors que c'est dans le Mercantour que l'activité dans cette matrice est en moyenne la

plus élevée (495 Bq.kg^{-1} de matière fraîche, en moyenne). Au vu de la variabilité enregistrée dans les champignons prélevés dans les différentes zones, aucune évolution marquante de l'activité au cours des deux dernières décennies n'est observée (Figure 40).

TABLEAU 15 / ACTIVITÉ MOYENNE, MINIMALE ET MAXIMALE EN ^{137}Cs DANS LES CHAMPIGNONS PROVENANT DE DIFFÉRENTES ZONES DU TERRITOIRE, ENTRE 1995 ET 2014 (en Bq.kg^{-1} frais)

Zones d'étude	^{137}Cs moyen (Bq.kg^{-1} frais)	^{137}Cs min. (Bq.kg^{-1} frais)	^{137}Cs max. (Bq.kg^{-1} frais)
Bretagne	21	17	31
Alpes de Haute-Provence	15	0,7	120
Jura	113	1,4	549
Puy-de-Dôme	68	0,05	419
Mercantour	202	0,3	611
Vosges	114	1,2	495

FIGURE 41 / ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LES DIFFÉRENTES ESPÈCES DE CHAMPIGNONS, PRÉLEVÉES ET ANALYSÉES PAR L'IRSN ET EXPRIMÉE EN FONCTION DU TEMPS (en Bq.kg^{-1} frais). L'ACTIVITÉ MESURÉE À UNE DATE DONNÉE EST CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE AU 1/1/2014

De fortes variations de l'activité en ^{137}Cs sont observées entre les différentes espèces de champignons. Parmi celles-ci, ce sont le bolet et le pied de mouton qui témoignent de l'activité moyenne la plus élevée (77 et 131 Bq.kg^{-1} frais, respectivement) alors que d'autres espèces, comme le rosé des prés, possèdent une activité moyenne plus faible (0,2 Bq.kg^{-1} frais) (Tableau 16). Bien que provenant d'une seule zone d'étude, le pied de mouton (issu du Jura) et le rosé des prés (issu du Puy-de-Dôme) témoignent d'une activité en ^{137}Cs très variable, de deux ordres de grandeur environ. De même, la variabilité observée au sein de deux espèces (en l'occurrence le bolet et le lactaire)

prélevées sur plusieurs des zones d'études est également de deux ordres de grandeur. Ainsi, les données montrent que la variabilité de l'activité au sein d'une espèce est forte.

Cette large variabilité en fonction de l'espèce n'est pas surprenante : en France, Renaud *et al.* (1999) et Roussel-Debet *et al.* (2005) ont montré que les activités massiques des champignons étaient particulièrement variables selon l'espèce et la localisation, avec des valeurs pouvant couvrir trois ordres de grandeur, comme dans la présente étude. De façon générale, des concentrations à la fois très élevées et très variables suivant les espèces sont régulièrement observées

(Duff et Ramsey, 1998). Celles-ci montrent, d'une part, que le mycélium peut avoir accès à une fraction du césium du sol habituellement non biodisponible pour les végétaux (Deneux-Mustin et Roussel-Debet, 2003 ; Zibold *et al.*, 2001) et

d'autre part, que selon l'espèce et selon le profil de répartition du césium, la profondeur du mycélium actif varie et peut ainsi se trouver en contact avec des concentrations différentes de césium (Strandberg, 2004 ; Anderson *et al.*, 2001).

TABLEAU 16 / ACTIVITÉ MOYENNE, MINIMALE ET MAXIMALE EN ^{137}Cs DANS DIFFÉRENTES ESPÈCES DE CHAMPIGNONS, ENTRE 1995 ET 2014 (en Bq.kg^{-1} frais)

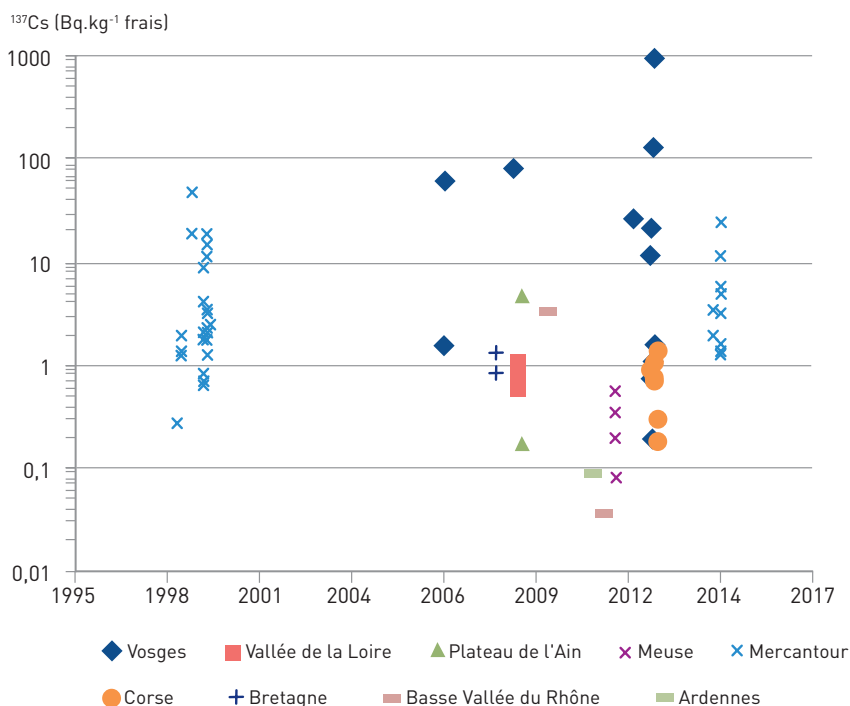
Espèces	^{137}Cs moyen (Bq.kg^{-1} frais)	^{137}Cs min. (Bq.kg^{-1} frais)	^{137}Cs max. (Bq.kg^{-1} frais)
Bolet	77	0,1	611
Lactaire	31	1,2	224
Morille	32	14	69
Pied de mouton	131	1,0	549
Rosé des prés	0,2	0,07	0,6

Le gibier

Comme observé dans les autres matrices provenant de la forêt, l'activité en ^{137}Cs dans le gibier

présente une variabilité très forte, associée à la fois aux différentes zones de prélèvements et aux espèces (Figures 42 et 43).

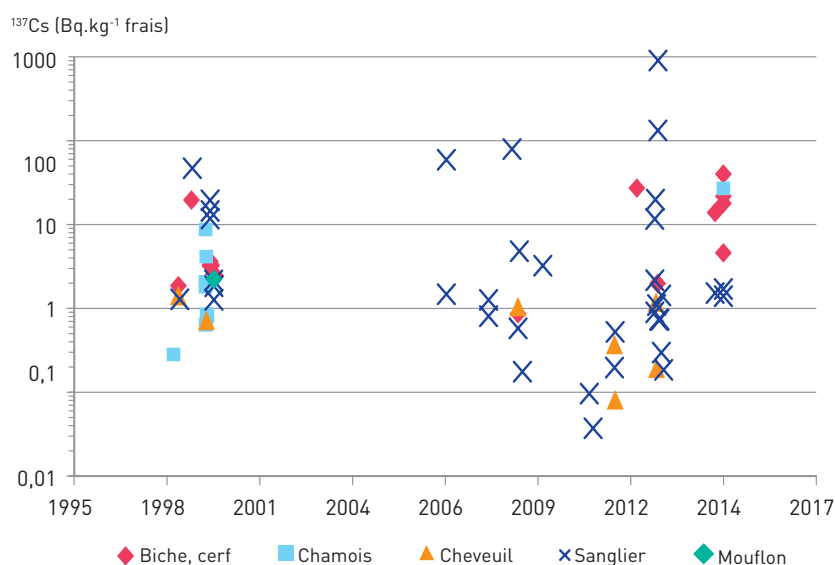
FIGURE 42 / ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LE GIBIER PROVENANT DE DIFFÉRENTES ZONES DU TERRITOIRE, ANALYSÉ PAR L'IRSN ET EXPRIMÉE EN FONCTION DU TEMPS (en Bq.kg^{-1} frais). L'ACTIVITÉ MESURÉE À UNE DATE DONNÉE EST CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE AU 1/1/2014



Bien que certaines zones d'étude soient sous-représentées par rapport à d'autres, on observe que l'activité du gibier provenant du Mercantour et surtout des Vosges est potentiellement élevée (supérieure à 10, voire 100 Bq.kg⁻¹ frais), en comparaison des autres zones, comme la Corse ou

des zones de basse altitude comme la vallée de la Loire, la vallée du Rhône, la Meuse, les Ardennes ou la Bretagne (Figure 43). Dans le Mercantour et les Vosges, les mesures qui sont effectuées à différentes périodes ne font pas apparaître de variations de l'activité du gibier au cours du temps.

FIGURE 43 / ACTIVITÉ EN ¹³⁷Cs DANS DIFFÉRENTES ESPÈCES DE GIBIER, ANALYSÉES PAR L'IRSN ET EXPRIMÉE EN FONCTION DU TEMPS (en Bq.kg⁻¹ frais). L'ACTIVITÉ MESURÉE À UNE DATE DONNÉE EST CORRIGÉE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉE AU 1/1/2014



Une partie de la variabilité décrite précédemment pour chacune des zones provient de variations entre les différentes espèces prélevées (Figure 43). L'espèce la plus analysée est le sanglier dont l'activité en ¹³⁷Cs témoigne de variations très importantes, avec potentiellement une activité proche de 1 000 Bq.kg⁻¹, comme celle qui a été mesurée dans les Vosges. C'est le mode de vie de ces animaux, fouillant le sol à la recherche de leur nourriture (vers, larves, racines, glands), qui favorise la contamination en ¹³⁷Cs (Calmon *et al.*, 2009).

En comparaison, l'activité mesurée dans les herbivores est souvent plus faible, à l'exception des données issues du Mercantour (2014) avec une activité des cerfs, des biches et des chamois supérieure à celle des sangliers. L'interprétation des variations de l'activité dans les gibiers au cours du temps est rendue difficile par le fait que des variations saisonnières, liées aux habitudes alimentaires des animaux, ont été observées dans la viande des chevreuils et des sangliers abattus en Bavière (1987-1989) et en Autriche

(1986-2003) (Strebl et Tataruch, 2007). Ainsi, les activités les plus élevées sont observées en automne et proviennent de la consommation des champignons et des baies par les animaux.

Les différentes denrées provenant des zones de forêt (baies, champignons et gibiers) sont caractérisées par de fortes variations de l'activité massique en ¹³⁷Cs, allant de quelques becquerels à plusieurs centaines de becquerels par kilogramme de matière fraîche (cas du gibier et des champignons). Pour chaque denrée, l'activité varie fortement selon la zone de prélèvement et l'espèce échantillonnée. Enfin, les données montrent que l'activité dans ces matrices a très peu évolué au cours des quinze à vingt dernières années.

Évolution de l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr au cours des dix dernières années dans le lait et le fromage du Mercantour et du Jura

Le lait et le fromage ont été prélevés par l'IRSN dans deux sites localisés dans le Mercantour et les Vosges (Isola 2000 et Aubure, respectivement), au cours des années 2000 et dans le cadre du présent constat radiologique. Sur les deux sites, les chroniques présentent l'évolution de l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans ces denrées, comparée à celle du ^{40}K , naturellement présent dans les aliments (Figures 44 et 45). Les données provenant du Mercantour suggèrent une diminution de

l'activité en ^{137}Cs dans le lait et le fromage, d'un ordre de grandeur environ entre 1999 et 2014 (Figure 44). Pour ce lot de données, l'ajustement de l'activité volumique en ^{137}Cs en fonction du temps à une exponentielle décroissante permet d'évaluer une période effective de diminution du césium de 6,3 ans.

En comparaison du ^{137}Cs , l'activité en ^{40}K est stable (48 Bq.L⁻¹ et 32 Bq.kg⁻¹ frais dans le lait et le fromage, respectivement). Moins de mesures de l'activité en ^{90}Sr dans les deux matrices sont disponibles et, de ce fait, l'évolution temporelle de l'activité en ce radionucléide est moins évidente à évaluer.

FIGURE 44 / ACTIVITÉ EN ^{40}K , EN ^{137}Cs ET EN ^{90}Sr DANS LE LAIT ET LE FROMAGE PRÉLEVÉS ET ANALYSÉS PAR L'IRSN À ISOLA 2000 (Mercantour), ENTRE 1999 ET 2014 (en Bq.L⁻¹ et Bq.kg⁻¹ de matière fraîche, respectivement). LES ACTIVITÉS EN ^{137}Cs ET EN ^{90}Sr DES PRÉLÈVEMENTS LES PLUS ANCIENS SONT CORRIGÉES DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE ET CALCULÉES AU 1/1/2014 (losanges et ronds intérieurs blancs)



Les prélèvements et les mesures effectués à Aubure montrent que l'activité en ^{137}Cs dans le lait et le fromage est relativement stable (entre 0,5 et 0,7 Bq.L $^{-1}$ dans le lait et entre 0,4 et 0,9 Bq.kg $^{-1}$ frais dans le fromage) (Figure 45). Sur cette figure sont également présentées les données provenant d'autres sites des Vosges, qui illustrent la variabilité géographique de l'activité en ^{137}Cs dans le lait et le fromage. Ainsi, l'activité dans le lait varie entre 0,1 (à Fréland et à Orbey) et 4,4 Bq.L $^{-1}$ (à Saulxure-sur-Moselotte).

Le nombre de mesures du ^{90}Sr est plus faible que celui du ^{137}Cs . L'activité en ^{90}Sr varie entre 0,2 et 0,3 Bq.L $^{-1}$ dans le lait et entre 0,8 et 2,6 Bq.kg $^{-1}$ frais dans le fromage.

Enfin, l'activité en ^{40}K dans le lait et le fromage des Vosges (51 Bq.L $^{-1}$ et 38 Bq.kg $^{-1}$ frais, respectivement) est stable durant la période d'observation et proche de l'activité mesurée dans les échantillons provenant du Mercantour.

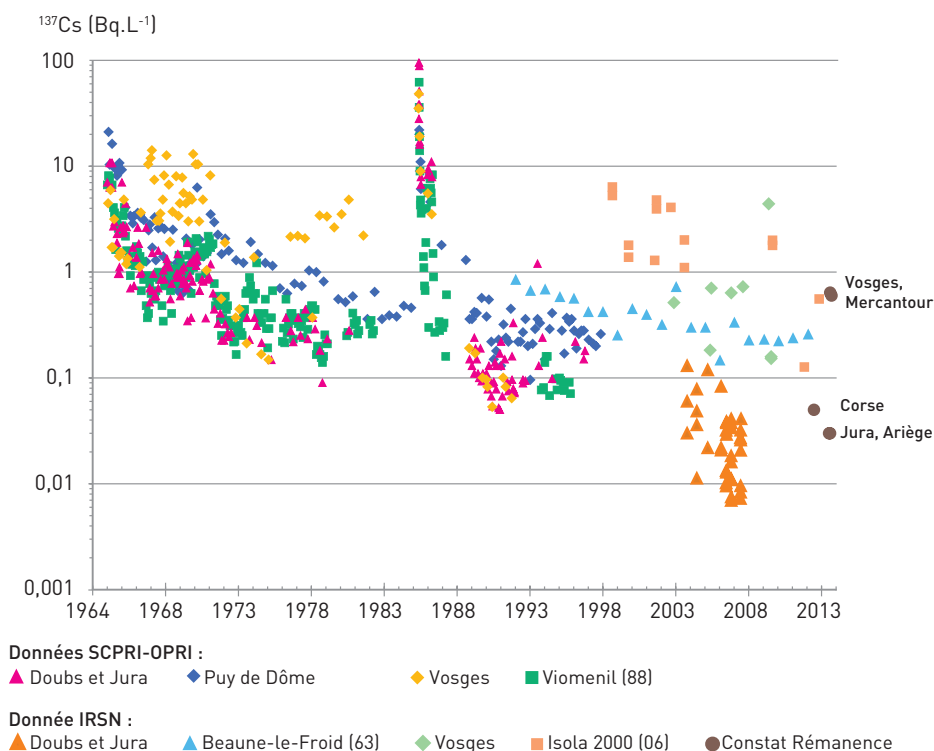
FIGURE 45 / ACTIVITÉ EN ^{40}K , EN ^{137}Cs ET EN ^{90}Sr DANS LE LAIT ET LE FROMAGE PRÉLEVÉS ET ANALYSÉS PAR L'IRSN DANS DIFFÉRENTS SITES DES VOSGES (A : Aubure ; S/M : Saulxure-sur-Moselotte ; O : Orbey ; F : Fréland), ENTRE 2003 ET 2014 (en Bq.L $^{-1}$ et Bq.kg $^{-1}$ de matière fraîche, respectivement)



Les représentations qui sont proposées dans le paragraphe suivant couplent les variations temporelles de l'activité dans le lait et les variations qui sont observées d'une zone d'étude à une autre.

Évolution temporelle de l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans le lait provenant de différentes zones d'étude

FIGURE 46 / ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN ^{137}Cs DANS LE LAIT PRÉLEVÉ DANS DIFFÉRENTES ZONES DU TERRITOIRE PAR LE SCPRI, L'OPRI PUIS L'IRSN, ENTRE 1965 ET 2014 (en Bq.L^{-1}). CES DONNÉES SONT COMPARÉES AUX MESURES ACQUISES EN 2013-2014 DANS LE CADRE DE LA PRÉSENTE ÉTUDE DANS LES VOSGES, LE MERCANTOUR, LA CORSE, LE JURA ET L'ARIÈGE



L'activité en ^{137}Cs mesurée dans le lait depuis 1965 sur quelques massifs montagneux, dont certains ont fait l'objet de prélèvements dans le cadre du présent constat radiologique, a été synthétisée (Figure 46). 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]. À ce réseau de surveillance du lait de différents départements s'ajoutent des mesures réalisées dans certaines exploitations laitières, dont l'une d'elles est située à Vioménil, dans les Vosges. Les mesures les

plus récentes ont été réalisées par l'IRSN, dans le cadre du réseau d'observation (comme à Beauce-le-Froid, situé dans le Puy-de-Dôme ou dans les Vosges) ou lors de travaux de recherches menées dans le Mercantour et dans le Jura.

La représentation de l'activité en ^{137}Cs dans le lait met en évidence l'influence des principales sources de ce radionucléide artificiel en fonction du temps, aux différents points de prélèvements (Figure 46).

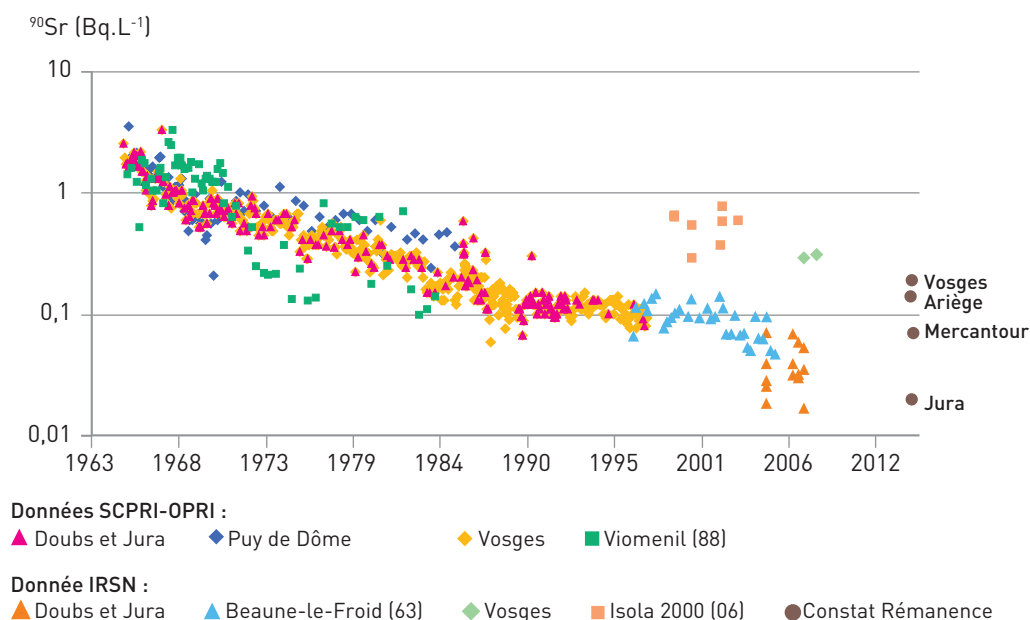
Ainsi, la première période d'observation (1965-1986) de cette chronique est contemporaine des essais nucléaires atmosphériques effectués par la France et la République Populaire de Chine et succède aux tests effectués par les USA et

l'URSS jusqu'au moratoire signé en 1963. L'activité mesurée dans le lait entre 1965 et 1986 correspond donc au césium provenant des tests atmosphériques et qui contamine le milieu terrestre. Durant cette période, l'activité dans le lait, comprise entre 0,1 et 10 Bq.L⁻¹, 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 prononcée en début de période (années 60) en comparaison de 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 Vioménil (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.

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 en ¹³⁷Cs a atteint 100 Bq.L⁻¹ dans le lait provenant des centres de collecte du Jura et du Doubs et a dépassé 10 Bq.L⁻¹ sur l'ensemble des sites échantillonnés à cette époque. Des valeurs comparables sont mesurées en mai 1986 dans le département de l'Isère, par exemple, où l'activité en ¹³⁷Cs dans le lait atteint 40 Bq.L⁻¹ (Renaud *et al.*, 1999). Les activités mesurées en mai 1986 chutent rapidement, d'un ordre de grandeur environ en deux mois comme le suggèrent les mesures (Figure 46) et la modélisation (Renaud *et al.*, 1999). Cette diminution de l'activité en 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). En tout état de cause, les mesures de l'activité en ¹³⁷Cs réalisées dans le lait en mai 1986, puis dans les semaines et les mois qui suivent, ne permettent pas de distinguer une zone d'étude par rapport à une autre (Figure 46).

Enfin, dans les années qui suivent l'accident de Tchernobyl, l'activité en ¹³⁷Cs 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 la station OPRI de Vioménil (Vosges). Ainsi, environ un ordre de grandeur sépare les mesures provenant de Beaune-le-Froid et celles de Vioménil. Une période biologique de 4 ans est déduite de la variabilité temporelle observée à partir des données acquises à Beaune-le-Froid entre 1993 et 2004 (Roussel-Debet *et al.*, 2005). Cette valeur est comparable à celle observée en Autriche (1995-1998) et en Allemagne (1990-1999) (5,2 et 5,6 ans, respectivement) (Mück, 2003). Bien que les premières mesures réalisées à Isola 2000 (Mercantour) soient tardives (1999), elles témoignent de l'activité en ¹³⁷Cs la plus élevée mesurée depuis l'accident de Tchernobyl (> 1 Bq.L⁻¹, jusque dans les années 2000). La période d'élimination déduite de ce lot de données (6,3 ans) est comparable à celle proposée pour Beaune-le-Froid (4 ans). Proche des niveaux mesurés dans le Mercantour, l'activité mesurée dans le lait des Vosges semble plus constante au cours du temps (0,5-0,7 Bq.L⁻¹). Enfin, parmi les données acquises depuis les années 2000, celles provenant du Jura témoignent des activités les plus faibles, le plus souvent inférieures à 0,1 Bq.L⁻¹. La variabilité de ce lot de données provient du fait que les prélèvements ont été réalisés en fonction de l'altitude, dans les vallées et les différents plateaux du massif jurassien (Besson *et al.*, 2009). Les données acquises dans le Mercantour, les Vosges et le Jura en 2014 dans le cadre du présent constat radiologique sont cohérentes avec l'évolution temporelle décrite précédemment.

FIGURE 47 / ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN ^{90}Sr DANS LE LAIT PRÉLEVÉ DANS DIFFÉRENTES ZONES DU TERRITOIRE PAR LE SCPRI, L'OPRI PUIS L'IRSN ENTRE 1965 ET 2014 (en Bq.L^{-1}). CES DONNÉES SONT COMPARÉES AUX MESURES ACQUISES EN 2014 DANS LE CADRE DE LA PRÉSENTE ÉTUDE DANS LES VOSGES, LE MERCANTOUR, LE JURA ET L'ARIÈGE



L'évolution de l'activité en ^{90}Sr dans le lait en fonction du temps est différente de celle du ^{137}Cs présentée précédemment dans la mesure où les retombées des essais nucléaires constituent l'unique source du radiostrontium, dont la répartition à l'échelle du

territoire est plus homogène que celle de l'accident de Tchernobyl (Roussel-Debet *et al.*, 2007). Une diminution de l'activité en ^{90}Sr dans le lait est globalement observée au fil du temps, de deux ordres de grandeur environ depuis les années 60.

TABLEAU 17 / PÉRIODE D'ÉLIMINATION DU ^{90}Sr DANS LE LAIT DÉDUITE DE L'ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ DE CE RADIONUCLÉIDE AU COURS DU TEMPS POUR DIFFÉRENTES PÉRIODES D'OBSERVATION

Période d'observation	Période d'élimination (ans)	R ²
1965-2008	9,5	0,6
1965-1974	4,7	0,7
1974-2008	9,5	0,8

La période d'élimination la plus courte (4,7 ans) correspond à la diminution rapide de l'activité en ^{90}Sr constatée entre 1965 et 1974 sur la figure 47 (Tableau 17). Les périodes d'élimination pour la période qui suit (1974-2008) ou pour la totalité de la période d'observation (1965-2008), toutes deux égales à 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).

Les différences d'une zone d'étude à une autre sont moins visibles avec le ^{90}Sr (moins d'un ordre

de grandeur d'écart) qu'avec le ^{137}Cs , même si, au cours des années 70 à 80, l'activité dans le Puy-de-Dôme est un peu plus élevée que dans les autres zones (Figure 47). 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 en ^{90}Sr mesurées en 2014 dans le cadre du présent constat sont cohérentes avec les variations spatiales et temporelles observées sur la figure 47.

La variabilité spatiale de l'activité dans le lait a été mise en évidence par la comparaison des mesures acquises dans le constat radiologique avec les données acquises dans l'environnement des CNPE, qui montre qu'un ordre de grandeur en ^{137}Cs sépare les zones de montagne les plus touchées par les dépôts de la radioactivité artificielle des zones de plaine et littorales où sont implantées les CNPE. Dans le même ordre d'idée, la compilation de mesures provenant de différents pays de l'Arc Alpin a montré que l'activité en ^{90}Sr dans le lait et le fromage est fonction de l'altitude (400-2200 m d'altitude) (Pourcelot *et al.*, 2007). Ces variations sont la conséquence des dépôts de radioactivité artificielle plus élevés dans les zones de montagne en comparaison des zones de plaine, comme il a été montré dans le paragraphe de synthèse dédié aux sols.

Par ailleurs, des variations de l'activité sont observées entre les différentes zones étudiées dans le cadre du constat (plus d'un ordre de grandeur pour le ^{137}Cs et un ordre de grandeur pour le ^{90}Sr). Les mêmes disparités sont relevées entre les activités issues des différentes zones de prélèvements dans les chroniques couvrant plusieurs décennies. Ces différences proviennent probablement de l'intensité des transferts sol/plantes, qui varie d'une zone à une autre. En effet, l'hypothèse a été émise que le transfert sol/plantes était accentué dans les Vosges alors que dans d'autres zones, comme le Jura, le transfert sol/plantes est plus faible (paragraphe 4.2.1 et 4.2.2). Lors d'une étude précédente, une différence a été mise en évidence entre les zones de prairie du Puy-de-Dôme, où l'activité dans le lait est plus élevée que dans le Jura (Besson, 2010). En effet, le transfert entre le sol et les plantes de la prairie est accentué dans certaines zones (Vosges et Puy-de-Dôme) par rapport à d'autres (Jura), sous l'effet de paramètres tels que la texture du sol (sableux ou argileux), le pH (acide ou basique), la présence et la migration de la matière organique et les espèces de plantes.

Ainsi, les conséquences des dépôts ne sont pas les mêmes d'une zone à l'autre et le lait constitue un précieux indicateur de la sensibilité du milieu terrestre vis-à-vis des contaminants radioactifs. De plus, les chroniques de l'activité renseignent sur le devenir à long-terme des radionucléides artificiels dans le milieu terrestre, à l'interface entre le sol et les plantes. En effet, des constantes de temps sensiblement différentes sont déduites des chroniques de l'évolution du ^{137}Cs et du ^{90}Sr en fonction du temps (5-6 ans et 10 ans, respectivement), qui suggèrent que la rémanence du ^{90}Sr dans le lait est plus élevée que celle du ^{137}Cs . Cette constatation est sans doute à mettre en relation avec le comportement de ces radionucléides dans les sols, car le ^{137}Cs , piégé par les argiles migre peu dans le sol alors que le ^{90}Sr est un élément plus mobile, qui se transfère plus facilement aux végétaux de la prairie. Ainsi, de cette synthèse, nous retenons que le comportement des radionucléides dans les sols et surtout l'intensité du transfert aux plantes sont les processus qui conditionnent la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle dans le lait.

5.2.4. ÉVALUATION DES DOSES EFFICACES

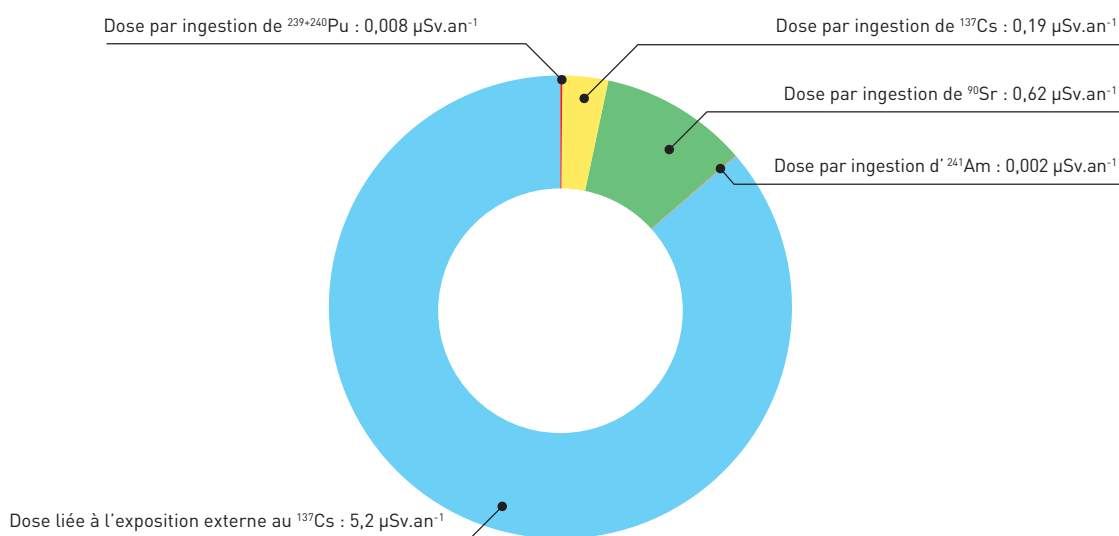
Dans ce paragraphe, les doses efficaces potentiellement reçues par la population dans les zones du territoire les plus marquées par la radioactivité d'origine artificielle sont comparées aux doses efficaces reçues en dehors de ces zones. Les modalités des calculs des doses sont précisées en annexe (paragraphe 8.5.).

5.2.4.1. Doses efficaces liées à la rémanence de la radioactivité artificielle en dehors des zones du territoire les plus marquées

La dose par incorporation de radionucléides consécutive à l'ingestion de denrées a été évaluée en tenant compte de l'activité moyenne des radionucléides mesurée dans ces denrées (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) (IRSN, 2016) et à partir des

quantités moyennes de chaque denrée ingérée, issues des enquêtes alimentaires réalisées par l'IRSN. La dose externe consécutive à l'exposition au dépôt de ^{137}Cs a été calculée à partir des mesures de débit de dose du ^{137}Cs dans l'air (de l'ordre de 1 nSv.h^{-1}) et en considérant 8 h.j^{-1} passées à l'extérieur d'une habitation¹¹.

FIGURE 48 / DOSES ANNUELLES PROVENANT DE L'INCORPORATION DES RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS PAR INGESTION DE DENRÉES ET DOSE ANNUELLE CONSÉCUTIVE À L'EXPOSITION EXTERNE AU DÉPÔT DE ^{137}Cs , EN DEHORS DES ZONES LES PLUS MARQUÉES PAR LES DÉPÔTS (en $\mu\text{Sv.an}^{-1}$)



Ainsi, en dehors des zones les plus marquées par les radionucléides d'origine artificielle, la dose par exposition externe liée au dépôt de ^{137}Cs et la dose consécutive à l'ingestion des radionucléides artificiels sont de $5,2$ et $0,8 \mu\text{Sv.an}^{-1}$ respectivement (Figure 48).

5.2.4.2. Dose efficace liée à la rémanence de la radioactivité artificielle dans les zones les plus marquées du territoire

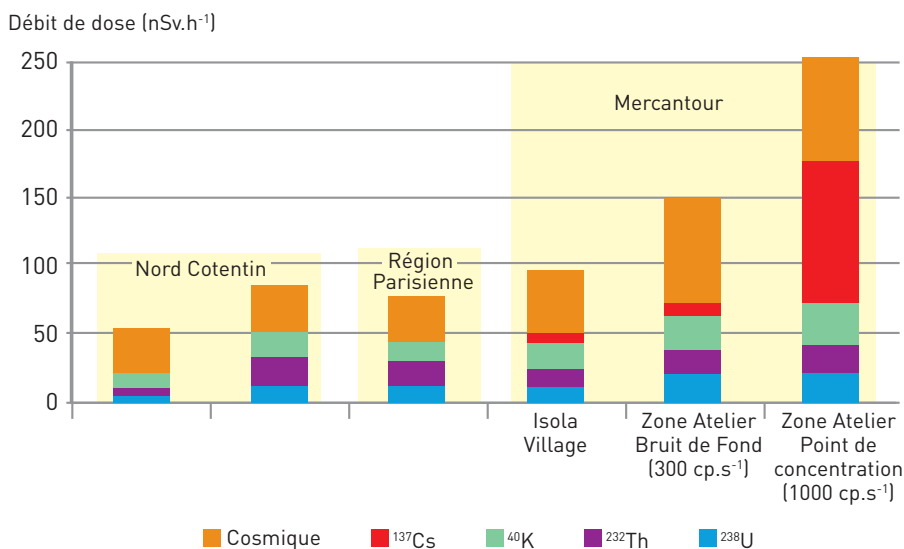
Dans les zones les plus marquées par la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle, la dose externe consécutive à l'exposition au dépôt de ^{137}Cs ($36 \mu\text{Sv.h}^{-1}$) a été calculée comme dans le paragraphe précédent, à partir des mesures de

débit de dose du ^{137}Cs dans l'air (de l'ordre de 2 à 7 nSv.h^{-1}) et en considérant 8 h.j^{-1} passées à l'extérieur d'une habitation.

La valeur la plus élevée du débit de dose en ^{137}Cs est mesurée au niveau d'un « point chaud » du Mercantour (100 nSv.h^{-1}) (Gurriaran *et al.*, 2001). Cette valeur représente 40% du débit de dose total (naturel+ ^{137}Cs) mesuré en ce point (Figure 49). Ces mesures sont tout à fait cohérentes avec celles de la CRIIRAD à un mètre et au contact du sol (Chareyron, 2002). Les estimations de doses efficaces reçues pour une personne qui y resterait plusieurs heures (bivouac ou sieste, en position allongée), le sont également : elles représentent quelques dizaines de μSv dont 40% dus au césium 137.

11. Un facteur de protection de $0,4$ durant le séjour à l'intérieur de locaux est également appliqué aux calculs de l'exposition externe

FIGURE 49 / MESURES DU DÉBIT DE DOSE RÉALISÉES EN DIFFÉRENTS POINTS DU TERRITOIRE



Parmi les produits de consommation courante utilisés pour les calculs de dose (fruits, légumes, céréales, produits laitiers, etc.), seule l'activité du lait et du fromage a été mesurée dans les zones de rémanence. L'activité des autres denrées (légumes feuilles, légumes, fruits et céréales) a été déduite en considérant que les denrées produites dans les zones de rémanence sont, au même titre que le lait et le fromage, environ dix fois plus contaminées en ^{137}Cs que dans les zones moins marquées par les dépôts (voir paragraphe 5.2.3). L'ingestion des denrées produites dans les zones de rémanence conduit à une dose par ingestion de $1 \mu\text{Sv.an}^{-1}$. Sur les zones de forte rémanence de la radioactivité d'origine artificielle, les activités en ^{137}Cs

des champignons et du gibier sont de loin les plus élevées, atteignant 600 et 900 Bq.kg^{-1} frais, respectivement. Ces niveaux d'activité sont 100 à $1\,000$ fois supérieurs à ceux du lait par exemple. Les dernières enquêtes alimentaires menées par l'IRSN, estiment les quantités de champignons sauvages et de gibier pour des consommateurs réguliers (valeur moyenne de $2,6$ et $5,1 \text{ kg.an}^{-1}$, respectivement) et de gros consommateurs de ces produits (valeur maximale de 25 et 32 kg.an^{-1} , respectivement) (Parache, 2013). Ces deux scénarios d'ingestion conduisent à des doses efficaces d'incorporation du ^{137}Cs de $78 \mu\text{Sv.an}^{-1}$ (cas du consommateur « moyen ») et $570 \mu\text{Sv.an}^{-1}$ (cas du « gros » consommateur).

TABLEAU 18 / SYNTHÈSE DES ÉVALUATIONS DE DOSE DANS ET EN DEHORS DES ZONES LES PLUS MARQUÉES PAR LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE (en $\mu\text{Sv.an}^{-1}$)

	Exposition externe	Exposition interne (ingestion)
En dehors des zones les plus marquées	$5 \mu\text{Sv.an}^{-1}$	$1 \mu\text{Sv.an}^{-1}$
Dans les zones les plus marquées	Jusqu'à $40 \mu\text{Sv.an}^{-1}$	Jusqu'à quelques dizaines à quelques centaines de $\mu\text{Sv.an}^{-1}$ pour les consommateurs de champignons et de gibier

BILAN DE L'ÉTUDE



06

06

BILAN DE L'ÉTUDE

Trente ans après l'accident de Tchernobyl (1986) et la fin des essais nucléaires aériens (années 50 à 80), certaines zones du territoire métropolitain témoignent encore de niveaux de radioactivité supérieurs ou très supérieurs à ceux observés sur le restant du sol français y compris au voisinage des installations nucléaires. Ces zones éparses sont situées principalement sur des reliefs : le Massif-Central, les Pyrénées, le Jura, les Vosges, les Alpes du Sud et l'Est de la Corse. On les appelle *zones de rémanence de la radioactivité artificielle*. Dans le cadre du Constat radiologique « rémanence de la radioactivité d'origine artificielle », l'IRSN 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 césium 137 (^{137}Cs), issu dans des proportions variables selon les endroits, des retombées de Tchernobyl et des essais aériens et qui est omniprésent en quantités détectables, est l'indicateur principal des niveaux de radioactivité dans les échantillons examinés. Le strontium 90 (^{90}Sr), les isotopes du plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) et l'américium 241 (^{241}Am) quant à eux, sont des marqueurs des retombées des essais aériens.

À partir des connaissances déjà acquises sur les zones de rémanence et sur les niveaux de radioactivité attendus, une stratégie de prélèvements et de mesures a été établie. Ainsi, la reconstitution cartographique à l'échelle de la France des dépôts théoriques du ^{137}Cs , objet de nombreux travaux antérieurs de l'IRSN, a permis de déterminer les zones qui ont été préférentiellement soumises aux retombées des essais ou de Tchernobyl. Le but des mesures acquises sur des zones vastes et très éparses est davantage de renseigner les niveaux de radioactivité artificielle sur des sites représentatifs et des matrices d'intérêts (sols et chaînes alimentaires, par exemple) que de proposer une cartographie.

Sur les zones d'étude retenues (Vosges, Jura, Alpes du Sud, Pyrénées et Est de la Corse), des échantillons divers (sols, herbages, laits, fromages, baies, champignons et gibiers) ont été prélevés en 2013-2014 et ont donné lieu à la mesure de l'activité du ^{137}Cs , du ^{90}Sr et des isotopes du plutonium. En milieu aquatique, des prélèvements d'eau de surface, de sédiments, de mousses aquatiques et de poissons ont été réalisés sur six lacs du Mercantour et trois fleuves côtiers de l'Est de la Corse (le Fium' Orbo, le Tavignano et le Golo), sites sur lesquels des mesures ont été effectuées dans les semaines qui ont suivi l'accident de Tchernobyl. Au total, au cours de cette étude, 350 échantillons ont été prélevés pour l'analyse du ^{137}Cs . En complément, 49 analyses de l'activité des isotopes du plutonium et de ^{241}Am ont été effectuées dans les sols. L'activité en ^{90}Sr a été mesurée dans 50 échantillons sélectionnés de sols, d'herbages, de laits, de fromages et de gibiers.

Des principaux résultats obtenus en milieu aquatique, on retiendra que dans les lacs du Mercantour, la radioactivité artificielle évolue faiblement depuis 1986, à l'exception des mousses pour lesquelles l'activité en ^{137}Cs diminue avec une période effective de décroissance de l'ordre de 6 ans. Dans ces « milieux fermés », la persistance des polluants radioactifs dans l'eau (^{137}Cs : 0,2 à 1,7 mBq.L⁻¹), les mousses aquatiques (^{241}Am : 2,5 à 5 Bq.kg⁻¹ sec) et les sédiments (^{137}Cs et ^{241}Am supérieurs à 1 000 et 1 Bq.kg⁻¹ sec, respectivement) est particulièrement marquée. En comparaison, dans les « milieux ouverts » que constituent les fleuves qui drainent l'Est de la Corse, l'activité en ^{137}Cs dans les poissons et les sédiments (0,05-0,09 Bq.kg⁻¹ frais et 4-14 Bq.kg⁻¹ sec, respectivement) a nettement diminué depuis les premières mesures réalisées en 1986-1987 (1-100 Bq.kg⁻¹ frais et 10-700 Bq.kg⁻¹ sec, respectivement). Ainsi, la période effective de décroissance du ^{137}Cs dans les sédiments du Var et ses affluents est comparable à celle qui a été observée dans d'autres fleuves ou rivières du territoire, en amont des installations nucléaires.

De la synthèse des données disponibles en milieu terrestre, trois points essentiels sont à retenir :

- Les sols des massifs de l'Est du territoire (Vosges, Jura, Alpes du Sud et Corse) cumulent les activités les plus élevées en ^{137}Cs ($> 10\,000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ de ^{137}Cs , en certains points de prélèvement). Ces observations sont cohérentes avec les niveaux attendus dans ces zones où les retombées de Tchernobyl se superposent aux dépôts consécutifs aux essais nucléaires. Les sols des Pyrénées témoignent d'une activité en ^{137}Cs plus faible ($^{137}\text{Cs} > 3000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$), issue pour l'essentiel des essais nucléaires, cohérente avec les niveaux proposés par les modèles de dépôts. Les inventaires en plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$, provenant des tirs expérimentaux d'armes nucléaires) des sols des zones de relief ($100\text{-}200\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) sont deux à quatre fois plus élevés que dans les sols de plaines ($50\text{-}80\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). Trente ans après l'accident de Tchernobyl, les « points chauds » des prairies d'altitude des Alpes du Sud, surfaces de quelques dm^2 à un m^2 environ, témoignent d'une activité en ^{137}Cs encore très élevée (localement plus de $10\,000\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). En ces points, le ^{137}Cs s'est concentré dans les congères formées par les chutes de neige qui ont accompagné le passage sur les Alpes du Sud des masses d'air contaminées par l'explosion de Tchernobyl (mai 1986).
- Les données mettent également en évidence la migration verticale dans les sols et le transfert des produits de fission (^{137}Cs et ^{90}Sr) dans les végétaux des pâtures et des forêts. Comme attendu, le ^{90}Sr , plus mobile que le ^{137}Cs , témoigne de migrations de plus grande ampleur au sein des profils des sols et d'un transfert plus marqué dans les végétaux. De plus, ces phénomènes de migration et de transfert dépendent des propriétés physico-chimiques des sols (granulométrie, pH, teneur en matière organique et en cations échangeables) et de paramètres anthropiques comme l'occupation du sol ou les pratiques culturales. Ainsi, il apparaît que les conséquences du dépôt des radionucléides artificiels sur le territoire sont

très variables d'une zone à l'autre, en fonction du type de sol. À ce titre, le lait constitue un précieux indicateur de la sensibilité des milieux vis-à-vis des polluants radioactifs, comme en témoignent les chroniques de l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans cette matrice enregistrée au cours de plusieurs décennies, sur différents massifs. En effet, les variations observées d'une zone à une autre proviennent vraisemblablement de l'intensité des transferts sols/plantes et des migrations dans les sols, variables d'une zone à l'autre.

- L'activité dans les denrées issues des zones de relief étudiées est globalement supérieure aux niveaux observés dans les zones de plaines. Par exemple, l'activité en ^{137}Cs dans le lait prélevé dans les zones de rémanence ($0,32\ \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ en moyenne) est plus élevée que celle du lait prélevé par l'IRSN dans l'environnement des CNPE d'EDF, comprise entre $0,004$ et $0,03\ \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. Ces observations sont cohérentes avec l'activité des sols, plus élevée d'un ordre de grandeur en moyenne sur les reliefs, en comparaison des zones de plaine. Une différence importante est observée entre le niveau d'activité des denrées provenant des zones de prairie (en moyenne $^{137}\text{Cs} : 0,32\ \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le lait) et les denrées provenant des forêts (baies, champignons et gibiers), dont l'activité en ^{137}Cs est plus variable (deux ordres de grandeur environ, selon l'espèce et la zone de prélèvement) et potentiellement supérieure à $100\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais (cas des champignons et de la viande de sanglier).
- Enfin, les mesures réalisées dans le cadre de cette étude ont permis d'évaluer les doses efficaces consécutives au séjour dans les zones les plus marquées par la radioactivité d'origine artificielle et à l'ingestion des denrées provenant de ces zones. Ainsi, l'exposition externe au dépôt de ^{137}Cs des sols atteint $40\ \mu\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$. Par ailleurs, une consommation importante de champignons et de gibier, denrées les plus contaminées en ^{137}Cs , induit à une dose de quelques dizaines à quelques centaines de $\mu\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$.

RÉFÉRENCES



07

07

RÉFÉRENCES

ACRO, 2015. Tchernobyl 30 ans après ? Analyse des niveaux de radioactivité artificielle de sols des Alpes, en 2015. Rapport d'analyses et commentaires RAP150615-CHE, 22 p.

AIEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation : twenty years of experience/report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. Atomic Energy Agency, Vienna: International, Radiological assessment reports series, 166 p.

AIEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. - Vienna : International Atomic Energy Agency. Technical reports series 472.

Alabdullah J., Michel H., Barci V., Féraud G., Barci-Funel G., 2013. Spatial and vertical distributions of natural and anthropogenic radionuclides and cesium fractionation in sediments of the Var river and its tributaries (southeast France), *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 298, 25-32.

Andersson I., Lonsjo H., Rosen K., 2001. Long-term studies on transfer of ^{137}Cs from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. *Journal of Environmental Radioactivity* 52, 45-66.

ASTRAL, 2006. Equations et paramètres du logiciel ASTRAL V2.3 (révision du document 05-19), rapport IRSN/DEI/SECRE 2006-47, 108 p.

Besson B., Pourcelot L., Lucot E., Badot P.M., 2009. Variations in the transfer of radiocaesium (^{137}Cs) and radiostrontium (^{90}Sr) from milk to cheese. *Journal of Dairy Science* 92, 5363-5370.

Besson B., 2010. Sensibilité Radioécologique des zones de prairie permanentes. Thèse Université de Franche-Comté, 200 p.

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.

CIPR 72, 1996. ICRP Publication 72. Age Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 5, Compilation of Dose Coefficients from Parts 1-4. *Annals of the ICRP* 26 (1), ICRP, Stockholm Sweden.

Claval D. 2011. Constat radiologique régional "Quart Nord-Est" - Objectifs et méthode Rapport IRSN DEI/SESURE 2011-11, disponible sur le site internet de l'IRSN.

Claval D., 2015. Constat radiologique du quart Nord-Est de la France - Rapport final rapport IRSN/PRP-ENV/SESURE 2015-33 (sous presse).

Chareyron B., 2002. Chernobyl fallout over France - The specific situation of the alpine environment, *Journal of Radiation Medicine*, 4, 163-172.

CRIIRAD, 2015. Contamination des sols alsaciens, état des lieux 2014, Le Dniepr, 72.

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

Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S. 2003. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. Livre Lavoisier, coll. Tec & Doc, 304 p.

Després A., 1995. Les sources de plutonium dans l'environnement, *Revue Générale du Nucléaire* 1, 24-29.

Descamps B., 1991. Évolution de l'impact des retombées de Tchernobyl sur les poissons de rivières, de retenues artificielles et lacs des montagnes de Corse, *Radioprotection* 26, 515-535.

Descamps B., Baudin-Jaulent Y., 1988. Évolution de l'impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl dans trois bassins fluviaux français, IV^e Symposium International de radioécologie de Cadarache, *Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement*, 68-80.

Duff M.C., Ramsey M.L., 2008. Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: a literature review. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 912-932.

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.

Duffa C., Renaud P. 2005. ²³⁸Pu and ²³⁹⁺²⁴⁰Pu inventory and distribution through the lower Rhone valley terrestrial environment (Southern France), *Science of the Total Environment* 348, 164-172.

Ehlken S., Kirchner G. 2002. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: A review. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 97-112.

Fujimura S., Muramatsu Y., Ohno T., Saitou M., Suzuki Y., Kobayashi T., Yoshioka K., Ueda Y. 2015. Accumulation of ¹³⁷Cs by rice grown in four types of soil contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in 2011 and 2012. *Journal of Environmental Radioactivity* 140, 59-64.

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.

Gurriaran R., Bouisset P., Murith Ch., Josset M., Pigrée G., Mekhlouche D., Solier L., Hebert D. 2001. « Nord-Cotentin 2000 », *in situ* inter comparison measurements, ECORAD 3-7 september 2001, Aix-en-Provence, France.

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

Hodge V., Smith C., Whiting J. 1996. Radiocesium and plutonium: Still together in "background" soils after more than thirty years. *Chemosphere* 32, 2067-2075.

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. Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de juin 2011 à décembre 2014, rapport IRSN Réseau National de Mesures de la Radioactivité dans l'Environnement, 252 p.

Kashparov V.A., Oughton D.H., Zvarich S.I., Protsak V.P., Levchuck S.E., 1999. Kinetics of fuel particle weathering and ⁹⁰Sr mobility in the Chernobyl 30 km exclusion zone, *Health Phys.* 76, 251-259.

Kikawada Y., Hirose M., Tsukamoto A., Nakamachi K., Oi T., Honda T., Takahashi H., Hirose K. 2015. Mobility of radioactive cesium in soil originated from the Fukushima Daiichi nuclear disaster: application of extraction experiments. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 304, 27-31.

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.

Krouglov S.V., Filipas A.S., Alexakhin R.M., Arkhipov N.P. 1996. Long-term study on the transfer of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr from Chernobyl-contaminated soils to grain crops. *Journal of Environmental Radioactivity* 34, 267-286.

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.

Maubert H., Jourd'heuil L., Métivier J.M., Baudin-Jaulent Y., Bouisset P., Lion R., Roussel-Debet S., 1997. Réédition de la note sur les valeurs de radioactivité mesurées dans le haut bassin du Var, rapport IPSN/DPRE97-04, 75 p.

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

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

OFSP 2014. Mesures in situ et exposition externe, S. Estier et A. Gurtner, p. 36-40, rapport Office Fédéral de la Santé Publique.

Ottavi, L., Charlent, O., 1988. Le Tavignano en Corse - Etude d'un bassin versant après les retombées de l'accident de Tchernobyl - IV^o Symposium International de Radioécologie de Cadarache, CEN Cadarache 14-18 mars 1988.

Parache, V., 2013. Enquête alimentaire sur la zone OPE du centre Meuse/Haute-Marne de l'ANDRA : méthodologie et résultats, Rapport IRSN/SESURE 2014-08, 78 p.

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., Renaud, P., 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.

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

Pourcelot, L., Renaud, P., Louvat, D., Gurriaran, R., Richon, P., 2003b. Influence des points de concentration en césium-137 sur la contamination d'une chaîne alimentaire de type alpin et doses associées. Environ. Risques et Santé 2, 112-120.

Pourcelot, L., P. Steinmann, and P. Froidevaux. 2007. Lower variability of radionuclide activities in upland dairy products compared to soils and vegetation: implication for environmental survey. Chemosphere 66, 1571-1579.

Pourcelot, L., 2013. Caractérisation radiologique de l'environnement de surface de la zone de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement du Centre de Meuse / Haute-Marne – Volet 2 Etude des sols, rapport IRSN/SESURE 2013-17, 47 p.

Renaud, P., Beaugelin, K., Maubert, H., Ledenvic, P., 1999. Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl, IPSN EDP Sciences, 146 p.

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.

Renaud, Ph., Métivier, J.M., Castelier, E., Pourcelot, L., Louvat, D., 2004. Cartographie des dépôts de ^{137}Cs en mai 1986 sur l'ensemble du territoire français métropolitain. Radioprotection 39, 23-38.

Renaud, P., Garcia-Sanchez, L., Métivier, J.M., Pourcelot, L., Champion, D., 2005. Interprétation phénoménologique et analytique de la relation pluie-dépôt utilisée pour la reconstitution des dépôts de ^{137}Cs en France consécutifs à l'accident de Tchernobyl. Rapport IRSN/DEI 2005-03.

Renaud, P., Leprieur, F., Metivier, JM., Pourcelot, L., Duffa, C., Lemaitre, N., Linden, G., Champion, D., 2004. Eléments de réponse sur les représentations cartographiques des retombées de l'accident de Tchernobyl en France (rapport dit « Aurengo ») Rapport IRSN/DEI 2004-02.

Renaud, P., Champion, D., Brenot, J., 2007. Les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français – Ed. Lavoisier 190 p.

Roos, P., Holm, E., Persson, R.B.R. 1994. Comparison of AMP precipitate method and impregnated $\text{Cu}_2[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ filters for the determination of radiocesium concentrations in natural waters. Nuclear Inst. and Methods in Physics Research, A, 339, 282-286.

Roussel-Debet S., Colle C. 2005. Comportement de radionucléides (Cs, I, Sr, Se, Tc) dans le sol : proposition de valeurs de Kd par défaut. Radioprotection 40, 203-229.

Roussel Debet, S., Masson, O., Salaun, G., 2005. Radioactivité en ¹³⁷Cs de l'environnement français. Interprétation des données OPERA acquises de 1993 à 2004, rapport IRSN/DEI/SESURE 2005-10, 81 p.

Roussel-Debet, S., Duffa, C. 2005. Radioactivité en ¹³⁷Cs dans l'environnement terrestre des sites électronucléaires d'Électricité de France. Interprétation des données acquises de 1989 à 2004, rapport IRSN/DEI/SESURE2005-36, 70 p.

Roussel-Debet, S., 2014. Synthèse du suivi radioécologique 2013 des 19 centres nucléaires de production d'électricité nucléaire en exploitation, rapport IRSN/PRP-ENV/SESURE 2014-34, 122 p.

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

Roussel-Debet, S., Antonelli, C., 2010. Constat radiologique régional - Objectifs et Méthode - Application à la « Vallée du Rhône ». Rapport IRSN/DEI/SESURE 2010-01, 60 p.

Roussel-Debet, S., Claval, D., 2010. Constat radiologique régional - Étude prototype " Val de Loire " Rapport IRSN/DEI/SESURE 2010-22, 94 p.

Roussel-Debet, S., 2012. Constat radiologique vallée du Rhône. Rapport final relatif au milieu terrestre, rapport IRSN/PRP-ENV/SESURE 2012-06, 62 p.

Saey, L., Roussel-Debet, S., 2013. Constat radiologique Vallée du Rhône. Rapport final relatif au milieu aquatique, Rapport IRSN/PRP-ENV/SESURE 2013-37,

Saey, L. 2014. Constat radiologique vallée du Rhône- Étude complémentaire du milieu atmosphérique: présentation des résultats. Rapport IRSN/PRP-ENV/ SESURE 2014-38.

Saunier J.B., Leprieur F., 2015. Constat Radiologique Nord - Normandie. Rapport stratégique relatif au milieu aquatique continental et marin. Rapport IRSN/PRP-ENV/ SESURE 2015-01, disponible sur le site internet de l'IRSN.

Shestopalov, V.M., Kashparov, V.A., Ivanov, Y.A., 2003. Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident, Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1, 39-47.

Solovitch-Vella, N., Pourcelot, L., Chen, V.T., Froidevaux, P., Gauthier-Lafaye, F., Stille, P., Aubert, D., Steinmann, P., 2007. Comparative migration behaviour of ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu and ²⁴¹Am in mineral and organic soils of France. Applied Geochemistry 22, 2526-2535.

Strandberg, M., 2004. Long-term trends in the uptake of radiocesium in *Rozites caperatus*. Science of The Total Environment 327, 315-321.

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.

Thébault, H., 2013. Constat radiologique Régional Mer Méditerranée. Rapport IRS/PRP-ENV/ SESURE 2013-15.

UNSCEAR, 1982. Rayonnements ionisants : sources et effets biologiques.

Vray, F., Debayle, C., Louvat, D., 2003. Long-term flux of Chernobyl-derived ^{137}Cs from soil to French rivers: A study on sediment and biological indicators. *Journal of Environmental Radioactivity* 68, 93-114.

Zibold, G, Drissner, J, Kaminski, S, Klemt, E, Miller, R. 2001. Time-dependence of the radiocaesium contamination of roe deer: measurement and modelling. *Journal of Environmental Radioactivity* 55(1): 5-27.

ANNEXES



8.1. MÉTHODES DE PRÉLÈVEMENT ET DE TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS	100
8.1.1. Méthodes de prélèvement des échantillons	100
8.1.2. Méthodes de préparation et de conditionnement des échantillons pour les analyses ...	101
8.2. LISTE DES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS	102
8.2.1. Échantillons du milieu aquatique	102
8.2.2. Échantillons du milieu terrestre	103
8.3. ACTIVITÉ MASSIQUE DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DANS LES SOLS	107
8.4. INVENTAIRES DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DANS LES SOLS	115
8.5. METHODES DE CALCUL DES DOSES EFFICACES	119
8.5.1. Exposition au rayonnement externe dû au dépôt de ¹³⁷ Cs ...	119
8.5.2. Dose efficace d'incorporation des radionucléides artificiels consécutive à l'ingestion des denrées contaminées	119



ANNEXES

8.1. MÉTHODES DE PRÉLÈVEMENT ET DE TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS

8.1.1. Méthodes de prélèvement des échantillons

8.1.1.1. 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.

Une méthodologie particulière est appliquée concernant les prélèvements des « points chauds » du Mercantour (Pourcelot *et al.*, 2003a) : avant échantillonnage, les « points chauds » sont localisés à l'aide d'un radiamètre. À titre de comparaison, des échantillons de sol de référence, représentant le fond radiologique de la radioactivité artificielle, sont également prélevés sur la même parcelle.

8.1.1.2. Végétaux

Les végétaux de la prairie sont prélevés sur une surface d'un mètre carré environ, à l'aide d'une cisaille à mains. Les autres végétaux terrestres (baies, champignons) sont récoltés à la main, puis placés dans un sac plastique immédiatement obturé.

Les mousses aquatiques sont prélevés à la main à partir de la berge. Lavées dans le cours d'eau, elles sont ensuite disposées par espèce dans des bacs aérés afin d'éviter tout pourrissement, et traitées dès leur arrivée au laboratoire. Les échantillons sont conservés dans des glacières (< 4°C) jusqu'à leur arrivée au laboratoire où ils sont aussitôt lyophilisés.

8.1.1.3. Lait et fromages

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.

8.1.1.4. Eaux de lacs

300 à 500 litres d'eau de surface de lacs sont pompés, filtrés (0,45 µm) et envoyés à travers deux cartouches imprégnées de ferrocyanure de potassium qui piègent le ¹³⁷Cs (Roos *et al.*, 1994).

8.1.1.5. Prélèvements des sédiments des lacs et des fleuves

Les sédiments sont prélevés à chaque station au cône de Berthois ou à la pelle en acier inox et déposés dans un récipient plastique à usage unique et fermeture hermétique. De retour au laboratoire, ces récipients sont conservés en chambre froide à 4°C en attente du traitement.

8.1.1.6. Poissons

Les pêches électriques ont été réalisées dans les fleuves de Corse par un pêcheur professionnel. Pour chaque espèce, les individus sont groupés en lots de caractéristiques biométriques homogènes. Ces échantillons sont conditionnés en sacs plastiques, référencés et placés dans des glacières. De retour au laboratoire, les échantillons sont traités immédiatement. S'ils ne peuvent pas être traités tout de suite, ils sont alors congelés.

8.1.1.7. Gibiers

Les échantillons de gibiers sont fournis par les Fédérations Départementales des Chasseurs et acheminés par l'IRSN dans des glacières.

8.1.2. Méthodes de préparation et de conditionnement des échantillons pour les analyses

8.1.2.1. Sols et sédiments

L'échantillon est lyophilisé et pesé 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.

8.1.2.2. Matrices végétales

Les mousses aquatiques sont soigneusement lavées à l'eau courante, afin d'éliminer les sédiments et les débris qui peuvent leur être associés, puis elles sont pesées frais. Les végétaux terrestres et les fruits font uniquement l'objet d'un tri soigneux.

Pour la mesure par spectrométrie γ , tous les échantillons 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.

8.1.2.3. Lait et fromage

Le lait est séché puis incinéré. 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 .

8.1.2.4. Autres matrices animales

Un complément de mesures biométriques individuelles (longueur, poids) est effectué sur les poissons. Le lot est ensuite pesé dans sa totalité. Une dissection sommaire est réalisée en détachant la masse musculaire des restes. Ces deux fractions sont également pesées fraîches. Le traitement et le conditionnement des muscles de poissons et de gibiers sont identiques à ceux décrits pour les végétaux.

8.1.2.5. Eaux des lacs

Les deux cartouches imprégnées de ferrocyanure de potassium sont séchées et incinérées individuellement. Puis, les cendres sont conditionnées en géométries *ad hoc* pour la mesure par spectrométrie γ .

8.2. LISTE DES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS

8.2.1. Échantillons du milieu aquatique

TABLEAU 19 / ÉCHANTILLONNAGE EN MILIEU AQUATIQUE

N° de prélèvement	Zone d'étude	Site de prélèvement	Date de prélèvement	Échantillons prélevés
5	Mercantour	Lac Bessons	25/09/2013	eau de surface
18	Mercantour	Lac Lausfer	11/10/2013	eau de surface
1	Mercantour	Lac du Mercantour	24/09/2013	eau de surface
11	Mercantour	Lac des Terres-Rouges	10/10/2013	eau de surface
8	Mercantour	Lac de Vens	05/10/2013	eau de surface
3	Mercantour	Lac Cerise	24/09/2013	eau de surface
6	Mercantour	Lac Bessons	25/09/2013	mousses aquatiques
20	Mercantour	Lac Lausfer	11/10/2013	mousses aquatiques
2	Mercantour	Lac du Mercantour	24/09/2013	mousses aquatiques
12	Mercantour	Lac des Terres-Rouges	10/10/2013	mousses aquatiques
10	Mercantour	Lac de Vens	09/10/2013	mousses aquatiques
7	Mercantour	Lac Bessons	25/09/2013	sédiments
19	Mercantour	Lac Lausfer	11/10/2013	sédiments
9	Mercantour	Lac de Vens	09/10/2013	sédiments
4	Mercantour	Lac Cerise	24/09/2013	sédiments
32	Est de la Corse	Fium'Orbo	10/06/2013	anguilles
36	Est de la Corse	Tavignano amont	11/06/2013	anguilles
37	Est de la Corse	Golo amont	11/06/2013	anguilles
35	Est de la Corse	Réservoir de Teppe Rosse	10/06/2013	carpes
33	Est de la Corse	Fium'Orbo	10/06/2013	sédiments
34	Est de la Corse	Tavignano amont	10/06/2013	sédiments
38	Est de la Corse	Golo amont	11/06/2013	sédiments
39	Est de la Corse	Golo aval	11/06/2013	sédiments
40	Est de la Corse	Tavignano aval	11/06/2013	sédiments

8.2.2. Échantillons du milieu terrestre

8.2.2.1. Les échantillons de sols

TABLEAU 20 / PRÉLÈVEMENTS DE SOLS EFFECTUÉS DANS LE CADRE DU CONSTAT DE LA RÉMANENCE DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DANS LE MERCANTOUR, L'EST DE LA CORSE, LE JURA, LES PYRÉNÉES (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), LES VOSGES ET L'ALSACE

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Altitude (m)	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Occupation du sol	Profondeur (cm)	Analyses effectuées
2014-22	Mercantour	Isola 2000	2 200	44,1966	7,1558	prairie	6	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
2014-24	Mercantour	Isola 2000	2 200	44,1971	7,1556	prairie	6	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
2014-1	Écrins	Col du Granon	2 400	44,9634	6,6076	prairie	30	¹³⁷ Cs
2014-2	Écrins	Col du Granon	2 400	44,9634	6,6076	prairie	30	¹³⁷ Cs
2014-6	Écrins	Col du Granon	2 400	44,9605	6,6087	prairie	10	¹³⁷ Cs
2013-3	Corse	Solenzara	70	41,85825	9,36378	taillis	54	¹³⁷ Cs
2013-4	Corse	Col de Larone	620	41,83171	9,2757	prairie	10	¹³⁷ Cs
2013-5	Corse	Arggiavara	500	41,82336	9,2643	forêt	45	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2013-6	Corse	Col de Bavella	1 210	41,79634	9,2239	prairie	25	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2013-7	Corse	Hippodrome de Tobia	220	42,23804	9,22845	prairie	60	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2013-9	Corse	Ghisonaccia Gare	70	42,05971	9,38642	taillis	20	¹³⁷ Cs
2013-10	Corse	Ghisonaccia Gare	50	42,04859	9,37631	friche	20	¹³⁷ Cs
2013-12	Corse	Ventiseri	30	41,96707	9,38824	prairie	30	¹³⁷ Cs
2013-13	Corse	Ventiseri	20	41,95037	9,38403	friche	40	¹³⁷ Cs
2013-14	Corse	Pedi Quarciu	110	41,96712	9,3687	forêt	8	¹³⁷ Cs
2013-15	Corse	Pedi Quarciu	100	41,96548	9,36404	forêt	30	¹³⁷ Cs
2013-16	Corse	Solaro	540	41,89906	9,32712	taillis	15	¹³⁷ Cs
2013-17	Corse	Solaro	170	41,8993	9,36159	taillis	20	¹³⁷ Cs
2013-19	Corse	Ventiseri	20	41,90749	9,38775	friche	20	¹³⁷ Cs
2013-41	Corse	Casabianda	20	42,0686	9,5122	forêt	40	¹³⁷ Cs
2013-42	Corse	Casabianda	20	42,0765	9,5135	forêt	40	¹³⁷ Cs
2013-43	Corse	Casabianda	20	42,0914	9,5021	prairie	40	¹³⁷ Cs
2014-1	Ariège	Aulus-les-Bains	800	42,78933	1,34658	friche	80	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2014-2	Ariège	Cournebière	1 440	42,78271	1,38986	prairie	30	¹³⁷ Cs
2014-3	Ariège	Étang de Labant	1 570	42,77735	1,39279	prairie	30	¹³⁷ Cs
2014-4	Ariège	Port de Salex	1 800	42,78178	1,40441	prairie	50	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2014-5	Ariège	Étang de Lers	1 400	42,80675	1,37343	prairie	30	¹³⁷ Cs

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Altitude (m)	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Occupation du sol	Profondeur (cm)	Analyses effectuées
2014-6	Ariège	Col Dret	1 460	42,81659	1,36353	prairie	70	¹³⁷ Cs
2014-7	Ariège	Port de Lers	1 514	42,8064	1,41096	prairie	70	¹³⁷ Cs
2014-8	Ariège	Vicquedessos	750	42,77329	1,48776	prairie	70	¹³⁷ Cs
2014-50	Pyrénées-Atlantiques	Laruns	600	43,0017	-0,4135	prairie	12	¹³⁷ Cs
2014-53	Pyrénées-Atlantiques	Col de Besse	1 720	42,9697	-0,4690	prairie	30	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2014-56	Pyrénées-Atlantiques	Fond de Besse	1 550	42,961	-0,4819	prairie	23	¹³⁷ Cs
2014-57	Pyrénées-Atlantiques	Plateau de Lusque	1 220	42,9585	-0,4507	prairie	30	¹³⁷ Cs
2014-58	Pyrénées-Atlantiques	Goust	870	42,9518	-0,4484	prairie	34	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2014-59	Pyrénées-Atlantiques	Cabane de Quèbes	1 300	42,8521	-0,3905	prairie	5	¹³⁷ Cs
2014-1	Jura	Les Rousses	1 100	46,5037	6,16086	prairie	20	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
2014-6	Jura	Cogna	550	46,5877	5,7624	prairie	47	¹³⁷ Cs, Pu, ²⁴¹ Am
2014-7	Jura	Châtel-de-Joux	800	46,5215	5,785	prairie	40	¹³⁷ Cs
2014-8	Jura	Châtel-de-Joux	800	46,5217	5,7856	forêt	46	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2014-11	Vosges	Aubure	850	48,2092	7,2160	prairie	47	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
2014-15	Vosges	Aubure	800	48,2123	7,2206	prairie	47	¹³⁷ Cs
2014-16	Vosges	Aubure	770	48,2290	7,2124	forêt	53	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2014-18	Alsace	Diebolsheim	160	48,2658	7,6405	prairie	48	¹³⁷ Cs
2014-19	Alsace	Erstein	150	48,4247	7,6872	forêt	60	¹³⁷ Cs
2014-21	Vosges	Robache	430	48,3122	6,9502	prairie	47	¹³⁷ Cs
2014-22	Vosges	St-Jean-D'Ormont	450	48,3266	6,9673	forêt	43	¹³⁷ Cs
2014-24	Vosges	Hurbache	330	48,3466	6,9322	prairie	53	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, Pu, ²⁴¹ Am
2014-26	Vosges	Hurbache	350	48,3566	6,9146	forêt	50	¹³⁷ Cs

8.2.2.2. Prélèvements d'herbe et de denrées

TABLEAU 21 / DIFFÉRENTES ZONES DE PRAIRIE PERMANENTES ÉCHANTILLONNÉES

Zone d'étude	Site d'étude	Année de prélèvement	Échantillons prélevés
Mercantour	Isola 2000	2014	sol, herbe, lait et fromage de vaches
Corse	Casabianda	2013	sol, herbe, lait de brebis
Vosges	Aubure	2014	sol, herbe, lait et fromage de vaches
Jura	Les Rousses	2014	sol, herbe, lait et fromage de vaches
Ariège	Aulus-les-Bains	2014	sol, herbe, lait et fromage de vaches
Pyrénées-Atlantiques	Laruns	2014	sol, herbe, fromage de brebis

TABLEAU 22 / PRÉLÈVEMENTS D'ÉCHANTILLONS DE BAIES ET DE CHAMPIGNONS

Zone d'étude	Site d'étude	Année de prélèvement	Nombre d'échantillons de baies	Nombre d'échantillons de champignons
Mercantour	Isola	2012, 2013, 2014	2	3
Jura	Châtel-de-Joux, Les Rousses	2014	2	3
Vosges	St-Dié-des-Vosges, St-Jean-d'Ormont, Aubure	2014	4	8
Pyrénées-Atlantiques	Laruns	2014	1	-
Écrins	Chantemerle	2014	1	-

TABLEAU 23 / ÉCHANTILLONS DE GIBIERS FOURNIS PAR LES FÉDÉRATIONS DÉPARTEMENTALES DES CHASSEURS

Fédérations départementales	Site de chasse	Année de prélèvement	Nombre d'échantillons	Espèces
Alpes-Maritimes	Isola	2014	10	sangliers, cerfs, chamois
Haute-Corse	Est de la Corse	2012, 2013	9	sangliers
Vosges	NE de St-Dié-des-Vosges	2012, 2013	9	sangliers, cerfs, chevreuils

8.2.2.3. Mesures *in situ*

TABLEAU 24 / BILAN DES SITES OÙ DES MESURES *IN SITU* DU DÉBIT DE DOSE ET DE L'ACTIVITÉ SURFACIQUE DU ¹³⁷Cs ONT ÉTÉ EFFECTUÉES

Zone d'étude	Site d'étude	Date de mesure	Longitude (°E)	Latitude (°N)
Jura	Montmorot	19/05/2014	5,511404	46,697739
Jura	Boissia	20/05/2014	5,731764	46,590664
Jura	Cogna	20/05/2014	5,762207	46,587777
Jura	Cogna	20/05/2014	5,763021	46,579404
Jura	Chatel-de-Joux	20/05/2014	5,785087	46,521478
Jura	Les Rousses	21/05/2014	6,109008	46,504266
Jura	Les Rousses	21/05/2014	6,069191	46,474268
Vosges	Aubure	07/07/2014	7,213219	48,19370
Vosges	Aubure	07/07/2014	7,220771	48,212080
Vosges	Ste-Marie-aux-Mines	08/07/2014	7,217641	48,240265
Alsace	Diebolsheim	08/07/2014	7,671080	48,278962
Alsace	Diebolsheim	08/07/2014	7,640604	48,265911
Vosges	Anozel	09/07/2014	6,939460	48,247698
Vosges	Robache	09/07/2014	6,949937	48,312986
Vosges	St-Jean-d'Ormont	09/07/2014	6,976883	48,336144
Vosges	Hurbache	10/07/2014	6,932578	48,346493

8.3. ACTIVITÉ MASSIQUE DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DANS LES SOLS

TABLEAU 25 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{137}Cs DANS LES SOLS PRÉLEVÉS DANS LE MERCANTOUR, L'EST DE LA CORSE, LE JURA, LES PYRÉNÉES (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), LES VOSGES ET L'ALSACE (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$)

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Prof. (cm)	^{137}Cs ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$)
2014-22-1	Mercantour	Isola 2000	44,1966	7,1558	0-2	64 ± 7
2014-22-2		Isola 2000	44,1966	7,1558	2-6	181 ± 17
2014-24-1	Mercantour	Isola 2000	44,1971	7,1556	0-2	23 400 ± 2 300
2014-24-2		Isola 2000	44,1971	7,1556	2-6	10 800 ± 1 000
2014-1-1	Écrins	Col du Granon	44,9634	6,6076	0-10	15 800 ± 1 500
2014-1-2		Col du Granon	44,9634	6,6076	10-20	3 650 ± 330
2014-1-3		Col du Granon	44,9634	6,6076	20-30	143 ± 14
2014-2-1	Écrins	Col du Granon	44,9634	6,6076	0-10	99 ± 10
2014-2-2		Col du Granon	44,9634	6,6076	10-20	1,8 ± 0,3
2014-2-3		Col du Granon	44,9634	6,6076	20-30	1,3 ± 0,3
2014-6-1	Écrins	Col du Granon	44,9605	6,6087	0-5	175 ± 16
2014-6-2		Col du Granon	44,9605	6,6087	5-10	3 ± 0,5
2013-3-1	Corse	Solenzara	41,85825	9,36378	0-5	77 ± 7
2013-3-2		Solenzara	41,85825	9,36378	5-10	26 ± 2
2013-3-3		Solenzara	41,85825	9,36378	10-15	11 ± 0,9
2013-3-4		Solenzara	41,85825	9,36378	15-20	4,4 ± 0,5
2013-3-5		Solenzara	41,85825	9,36378	20-25	2,6 ± 0,3
2013-3-6		Solenzara	41,85825	9,36378	25-30	1,4 ± 0,2
2013-3-7		Solenzara	41,85825	9,36378	30-35	1,7 ± 0,2
2013-3-8		Solenzara	41,85825	9,36378	35-40	0,3 ± 0,2
2013-3-9		Solenzara	41,85825	9,36378	40-45	0,8 ± 0,2
2013-4-1	Corse	Col de Larone	41,83171	9,2757	0-5	33 ± 3
2013-4-2		Col de Larone	41,83171	9,2757	5-10	39 ± 4
2013-5-1	Corse	Arggiavara	41,82336	9,2643	0-5	92 ± 9
2013-5-2		Arggiavara	41,82336	9,2643	5-10	48 ± 5
2013-5-3		Arggiavara	41,82336	9,2643	10-15	12 ± 1
2013-5-4		Arggiavara	41,82336	9,2643	15-20	3,9 ± 0,5
2013-5-5		Arggiavara	41,82336	9,2643	20-25	5,6 ± 0,7
2013-5-6		Arggiavara	41,82336	9,2643	25-30	5,1 ± 0,6
2013-5-7		Arggiavara	41,82336	9,2643	30-35	2,3 ± 0,4
2013-5-8		Arggiavara	41,82336	9,2643	35-40	<0,9
2013-5-9		Arggiavara	41,82336	9,2643	40-45	<0,9

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Prof. (cm)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ sec)
2013-6-1	Corse	Col de Bavella	41,79634	9,2239	0-5	132 ± 13
2013-6-2		Col de Bavella	41,79634	9,2239	5-10	166 ± 14
2013-6-3		Col de Bavella	41,79634	9,2239	10-15	21 ± 2
2013-6-4		Col de Bavella	41,79634	9,2239	15-20	3,7 ± 0,4
2013-6-5		Col de Bavella	41,79634	9,2239	20-25	2,4 ± 0,3
2013-7-1	Corse	Tobia	42,23804	9,22845	0-5	39 ± 3
2013-7-2		Tobia	42,23804	9,22845	5-10	13 ± 1,1
2013-7-3		Tobia	42,23804	9,22845	10-15	4,6 ± 0,5
2013-7-4		Tobia	42,23804	9,22845	15-20	1,4 ± 0,2
2013-7-5		Tobia	42,23804	9,22845	20-25	0,7 ± 0,1
2013-7-6		Tobia	42,23804	9,22845	25-30	0,3 ± 0,1
2013-7-7		Tobia	42,23804	9,22845	30-35	0,4 ± 0,1
2013-7-8		Tobia	42,23804	9,22845	35-40	<0,2
2013-7-9		Tobia	42,23804	9,22845	40-45	0,4 ± 0,1
2013-7-10		Tobia	42,23804	9,22845	45-50	<0,2
2013-7-11		Tobia	42,23804	9,22845	50-60	<0,3
2013-9-1	Corse	Ghisonaccia Gare	42,05971	9,38642	0-10	28 ± 2,3
2013-9-2		Ghisonaccia Gare	42,05971	9,38642	10-20	8,1 ± 0,7
2013-10-1	Corse	Ghisonaccia Gare	42,04859	9,37631	0-10	23 ± 1,9
2013-10-1		Ghisonaccia Gare	42,04859	9,37631	10-20	14 ± 1,2
2013-12-1	Corse	Ventiseri	41,96707	9,38824	0-10	28 ± 2,3
2013-12-2		Ventiseri	41,96707	9,38824	10-20	8,0 ± 0,7
2013-12-3		Ventiseri	41,96707	9,38824	20-30	2,1 ± 0,2
2013-13	Corse	Ventiseri	41,95037	9,38403	0-40	13 ± 1,1
2013-14	Corse	Pedi Quarcu	41,96712	9,3687	0-8	72 ± 6,0
2013-15-1	Corse	Pedi Quarcu	41,96548	9,36404	0-10	71 ± 6,0
2013-15-2		Pedi Quarcu	41,96548	9,36404	10-20	6,7 ± 0,6
2013-15-3		Pedi Quarcu	41,96548	9,36404	20-30	10 ± 1,0
2013-16-1	Corse	Solaro	41,89906	9,32712	0-5	19 ± 1,6
2013-16-2		Solaro	41,89906	9,32712	5-10	10 ± 0,9
2013-16-3		Solaro	41,89906	9,32712	10-15	6,5 ± 0,6
2013-17	Corse	Solaro	41,8993	9,36159	0-20	44 ± 4,0
2013-19	Corse	Ventiseri	41,90749	9,38775	0-20	21 ± 1,7
2013-41	Corse	Casabianda	42,0686	9,5122	0-40	5,1 ± 0,5
2013-42	Corse	Casabianda	42,0765	9,5135	0-40	7,1 ± 0,6
2013-43-1	Corse	Casabianda	42,0914	9,5021	0-10	15 ± 1,2
2013-43-2		Casabianda	42,0914	9,5021	10-20	9,1 ± 0,8
2013-43-3		Casabianda	42,0914	9,5021	20-30	1,7 ± 0,2
2013-43-4		Casabianda	42,0914	9,5021	30-40	0,5 ± 0,1

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Prof. (cm)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ sec)
2014-1-1	Ariège	Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	0-10	30 ± 2,8
2014-1-2		Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	10-20	28 ± 2,7
2014-1-3		Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	20-30	7,2 ± 0,8
2014-1-4		Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	30-40	4,6 ± 0,6
2014-1-5		Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	40-50	0,4 ± 0,2
2014-1-6		Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	50-60	0,5 ± 0,2
2014-1-7		Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	60-70	0,9 ± 0,2
2014-1-8		Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	70-80	0,3 ± 0,2
2014-2-1	Ariège	Cournebière	42,78271	1,38986	0-10	77 ± 8,0
2014-2-2		Cournebière	42,78271	1,38986	10-20	3,2 ± 0,5
2014-2-3		Cournebière	42,78271	1,38986	20-30	3,7 ± 0,5
2014-3-1	Ariège	Étang de Labant	42,77735	1,39279	0-10	102 ± 10
2014-3-2		Étang de Labant	42,77735	1,39279	10-20	24 ± 2,5
2014-3-3		Étang de Labant	42,77735	1,39279	20-30	12 ± 1,4
2014-4-1	Ariège	Port de Salex	42,78178	1,40441	0-10	68 ± 7,0
2014-4-2		Port de Salex	42,78178	1,40441	10-20	17 ± 1,8
2014-4-3		Port de Salex	42,78178	1,40441	20-30	1,5 ± 0,3
2014-4-4		Port de Salex	42,78178	1,40441	30-40	0,8 ± 0,2
2014-4-5		Port de Salex	42,78178	1,40441	40-50	<0,4
2014-5-1	Ariège	Étang de Lers	42,80675	1,37343	0-10	41 ± 4,0
2014-5-2		Étang de Lers	42,80675	1,37343	10-20	8,8 ± 1,0
2014-5-3		Étang de Lers	42,80675	1,37343	20-30	2,7 ± 0,4
2014-6-1	Ariège	Col Dret	42,81659	1,36353	0-10	38 ± 4,0
2014-6-2		Col Dret	42,81659	1,36353	10-20	8,4 ± 0,9
2014-6-3		Col Dret	42,81659	1,36353	20-30	5,8 ± 0,7
2014-6-4		Col Dret	42,81659	1,36353	30-40	3,7 ± 0,5
2014-6-5		Col Dret	42,81659	1,36353	40-50	2,6 ± 0,4
2014-6-6		Col Dret	42,81659	1,36353	50-60	3,3 ± 0,5
2014-6-7		Col Dret	42,81659	1,36353	60-70	0,7 ± 0,2
2014-7-1	Ariège	Port de Lers	42,8064	1,41096	0-10	41 ± 4,0
2014-7-2		Port de Lers	42,8064	1,41096	10-20	18 ± 1,8
2014-7-3		Port de Lers	42,8064	1,41096	20-30	8,5 ± 0,9
2014-7-4		Port de Lers	42,8064	1,41096	30-40	3,9 ± 0,5
2014-7-5		Port de Lers	42,8064	1,41096	40-50	2,0 ± 0,4
2014-7-6		Port de Lers	42,8064	1,41096	50-60	1,2 ± 0,3
2014-7-7		Port de Lers	42,8064	1,41096	60-70	1,3 ± 0,3
2014-8-1	Ariège	Vicquedessos	42,77329	1,48776	0-10	21 ± 2,1
2014-8-2		Vicquedessos	42,77329	1,48776	10-20	11 ± 1,1
2014-8-3		Vicquedessos	42,77329	1,48776	20-30	1,7 ± 0,3
2014-8-4		Vicquedessos	42,77329	1,48776	30-40	0,3 ± 0,2
2014-8-5		Vicquedessos	42,77329	1,48776	40-50	0,3 ± 0,2
2014-8-6		Vicquedessos	42,77329	1,48776	50-60	<0,2
2014-8-7		Vicquedessos	42,77329	1,48776	60-70	<0,3

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Prof. (cm)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ sec)
2014-50	Pyrénées-Atlantiques	Laruns	43,0017	-0,4135	0-12	25 ± 2,5
2014-53-1	Pyrénées-Atlantiques	Col de Besse	42,9697	-0,469	0-10	38 ± 4,0
2014-53-2		Col de Besse	42,9697	-0,469	10-20	5,3 ± 0,7
2014-53-3		Col de Besse	42,9697	-0,469	20-30	1,6 ± 0,3
2014-56	Pyrénées-Atlantiques	Fond de Besse	42,961	-0,4819	0-23	22 ± 2,1
2014-57	Pyrénées-Atlantiques	Plateau de Lusque	42,9585	-0,4507	0-30	21 ± 2,1
2014-58-1	Pyrénées-Atlantiques	Goust	42,9518	-0,4484	0-10	32 ± 3,0
2014-58-2		Goust	42,9518	-0,4484	10-20	22 ± 2,1
2014-58-3		Goust	42,9518	-0,4484	20-30	5,7 ± 0,7
2014-58-4		Goust	42,9518	-0,4484	30-34	2,0 ± 0,3
2014-59	Pyrénées-Atlantiques	Cabane de Quèbes	42,8521	-0,3905	0-5	41 ± 4,0
2014-1-1	Jura	Les Rousses	46,5037	6,16086	0-5	31 ± 2,9
2014-1-2		Les Rousses	46,5037	6,16086	5-10	23 ± 3,2
2014-1-3		Les Rousses	46,5037	6,16086	10-15	28 ± 2,7
2014-1-4		Les Rousses	46,5037	6,16086	15-20	19 ± 2,7
2014-6-1	Jura	Cogna	46,5877	5,7624	0-5	40 ± 4,0
2014-6-2		Cogna	46,5877	5,7624	5-10	48 ± 5,0
2014-6-3		Cogna	46,5877	5,7624	10-15	44 ± 5,0
2014-6-4		Cogna	46,5877	5,7624	15-20	32 ± 3,1
2014-6-5		Cogna	46,5877	5,7624	20-30	14 ± 1,4
2014-6-6		Cogna	46,5877	5,7624	30-40	5,1 ± 0,6
2014-6-7		Cogna	46,5877	5,7624	40-47	2,9 ± 0,4
2014-7-1	Jura	Châtel-de-Joux	46,5215	5,785	0-5	71 ± 7,0
2014-7-2		Châtel-de-Joux	46,5215	5,785	5-10	77 ± 5,1
2014-7-3		Châtel-de-Joux	46,5215	5,785	10-15	45 ± 5,2
2014-7-4		Châtel-de-Joux	46,5215	5,785	15-20	12 ± 1,2
2014-7-5		Châtel-de-Joux	46,5215	5,785	20-30	3,4 ± 0,5
2014-7-6		Châtel-de-Joux	46,5215	5,785	30-40	0,4 ± 0,2
2014-9	Jura	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	litière	28 ± 2,6
2014-8-1		Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	0-10	75 ± 7,1
2014-8-2		Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	10-20	28 ± 2,7
2014-8-3		Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	20-30	9,2 ± 1,1
2014-8-4		Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	30-40	4,8 ± 0,6
2014-8-5	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	40-50	3,3 ± 0,5	

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Prof. (cm)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ sec)
2014-11-1	Vosges	Aubure	48,2092	7,216	0-5	61 ± 5,1
2014-11-2		Aubure	48,2092	7,216	5-10	54 ± 5,0
2014-11-3		Aubure	48,2092	7,216	10-15	24 ± 2,3
2014-11-4		Aubure	48,2092	7,216	15-20	14 ± 1,4
2014-11-5		Aubure	48,2092	7,216	20-30	7,4 ± 0,8
2014-11-6		Aubure	48,2092	7,216	30-40	4,5 ± 0,6
2014-11-7		Aubure	48,2092	7,216	40-47	3,9 ± 0,5
2014-15-1	Vosges	Aubure	48,2123	7,2206	0-5	109 ± 11
2014-15-2		Aubure	48,2123	7,2206	5-10	36 ± 4,0
2014-15-3		Aubure	48,2123	7,2206	10-15	14 ± 1,4
2014-15-4		Aubure	48,2123	7,2206	15-20	13 ± 1,3
2014-15-5		Aubure	48,2123	7,2206	20-30	15 ± 1,5
2014-15-6		Aubure	48,2123	7,2206	30-40	2,0 ± 0,3
2014-15-7		Aubure	48,2123	7,2206	40-47	1,2 ± 0,2
2014-16	Vosges	Aubure	48,229	7,2124	litière	65 ± 6,5
2014-17-1		Aubure	48,229	7,2124	0-10	91 ± 9,0
2014-17-2		Aubure	48,229	7,2124	10-20	10 ± 1,0
2014-17-3		Aubure	48,229	7,2124	20-30	3,0 ± 0,4
2014-17-4		Aubure	48,229	7,2124	30-40	2,2 ± 0,3
2014-17-5		Aubure	48,229	7,2124	40-53	1,0 ± 0,2
2014-18-1	Alsace	Diebolsheim	48,2658	7,6405	0-5	42 ± 4,0
2014-18-2		Diebolsheim	48,2658	7,6405	5-10	42 ± 4,0
2014-18-3		Diebolsheim	48,2658	7,6405	10-15	28 ± 2,7
2014-18-4		Diebolsheim	48,2658	7,6405	15-20	14 ± 1,4
2014-18-5		Diebolsheim	48,2658	7,6405	20-30	5,5 ± 0,7
2014-18-6		Diebolsheim	48,2658	7,6405	30-40	2,7 ± 0,4
2014-18-7		Diebolsheim	48,2658	7,6405	40-48	1,3 ± 0,2
2014-20	Alsace	Erstein	48,4247	7,6872	litière	20 ± 2,2
2014-19-1		Erstein	48,4247	7,6872	0-10	44 ± 5,0
2014-19-2		Erstein	48,4247	7,6872	10-20	16 ± 1,6
2014-19-3		Erstein	48,4247	7,6872	20-30	4,3 ± 0,5
2014-19-4		Erstein	48,4247	7,6872	30-40	1,7 ± 0,3
2014-19-5		Erstein	48,4247	7,6872	40-50	1,7 ± 0,2
2014-19-6		Erstein	48,4247	7,6872	50-60	0,3 ± 0,2

N°	Zone d'étude	Site d'étude	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Prof. (cm)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹ sec)
2014-21-1	Vosges	Robache	48,3122	6,9502	0-5	59 ± 6,0
2014-21-2		Robache	48,3122	6,9502	5-10	35 ± 3,3
2014-21-3		Robache	48,3122	6,9502	10-15	14 ± 1,4
2014-21-4		Robache	48,3122	6,9502	15-20	7,4 ± 0,8
2014-21-5		Robache	48,3122	6,9502	20-30	1,4 ± 0,3
2014-21-6		Robache	48,3122	6,9502	30-40	1,4 ± 0,3
2014-21-7		Robache	48,3122	6,9502	40-47	1,0 ± 0,3
2014-23	Vosges	St-Jean-D'Ormont	48,3266	6,9673	litière	15 ± 1,4
2014-22-1		St-Jean-D'Ormont	48,3266	6,9673	0-10	49 ± 5,0
2014-22-2		St-Jean-D'Ormont	48,3266	6,9673	10-20	14 ± 1,4
2014-22-3		St-Jean-D'Ormont	48,3266	6,9673	20-30	3,8 ± 0,5
2014-22-4		St-Jean-D'Ormont	48,3266	6,9673	30-43	1,4 ± 0,3
2014-24-1	Vosges	Hurbache	48,3466	6,9322	0-5	35 ± 4,0
2014-24-2		Hurbache	48,3466	6,9322	5-10	36 ± 4,0
2014-24-3		Hurbache	48,3466	6,9322	10-15	16 ± 1,7
2014-24-4		Hurbache	48,3466	6,9322	15-20	4,9 ± 0,6
2014-24-5		Hurbache	48,3466	6,9322	20-30	1,7 ± 0,3
2014-24-6		Hurbache	48,3466	6,9322	30-40	0,7 ± 0,2
2014-24-7		Hurbache	48,3466	6,9322	40-53	0,3 ± 0,2
2014-25	Vosges	Hurbache	48,3566	6,9146	litière	42 ± 4,0
2014-26-1		Hurbache	48,3566	6,9146	0-10	41 ± 4,0
2014-26-2		Hurbache	48,3566	6,9146	10-20	5,9 ± 0,7
2014-26-3		Hurbache	48,3566	6,9146	20-30	1,6 ± 0,3
2014-26-4		Hurbache	48,3566	6,9146	30-40	3,1 ± 0,5
2014-26-5		Hurbache	48,3566	6,9146	40-50	<0,3

TABLEAU 26 / ACTIVITÉ MASSIQUE EN ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am ET RAPPORTS D'ACTIVITÉS DANS LES SOLS PRÉLEVÉS DANS LE MERCANTOUR, L'EST DE LA CORSE, LE JURA, LES PYRÉNÉES (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), LES VOSGES ET L'ALSACE (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{.sec.}$ * ^{241}Am MESURÉ PAR SPECTROMÉTRIE GAMMA

Zone d'étude	N°	Site d'étude	Latitude (°)	Longitude (°)	Profondeur (cm)	^{90}Sr (Bq.kg^{-1})	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq.kg^{-1})	^{238}Pu (Bq.kg^{-1})	^{241}Am (Bq.kg^{-1})	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$
Mercantour	2014-22-1	Isola 2000	44,1966	7,1558	0-2	37 ± 5	-	-	<0,5*	-	-
	2014-22-2	Isola 2000	44,1966	7,1558	2-6	27 ± 3	-	-	2,0 ± 0,4*	-	-
Mercantour	2014-24-1	Isola 2000	44,1971	7,1556	0-2	7 ± 1	-	-	3,7 ± 1,0*	-	-
	2014-24-2	Isola 2000	44,1971	7,1556	2-6	7 ± 1	-	-	2,1 ± 0,8*	-	-
Corse	2013-5-1	Arggiavara	41,82336	9,2643	0-5	-	1,7 ± 0,07	0,05 ± 0,004	0,66 ± 0,07	0,03 ± 0,003	0,4 ± 0,04
	2013-5-2	Arggiavara	41,82336	9,2643	5-10	-	1,6 ± 0,07	0,05 ± 0,005	0,65 ± 0,07	0,03 ± 0,003	0,4 ± 0,04
	2013-5-3	Arggiavara	41,82336	9,2643	10-15	-	0,5 ± 0,02	0,01 ± 0,002	0,18 ± 0,02	0,03 ± 0,004	0,3 ± 0,04
	2013-5-4	Arggiavara	41,82336	9,2643	15-20	-	0,2 ± 0,01	0,01 ± 0,001	0,07 ± 0,01	0,02 ± 0,006	0,3 ± 0,05
Corse	2013-6-1	Col de Bavella	41,79634	9,2239	0-5	-	2,3 ± 0,1	0,07 ± 0,004	0,9 ± 0,1	0,03 ± 0,002	0,4 ± 0,04
	2013-6-2	Col de Bavella	41,79634	9,2239	5-10	-	3,7 ± 0,1	0,1 ± 0,007	1,5 ± 0,2	0,03 ± 0,002	0,4 ± 0,05
	2013-6-3	Col de Bavella	41,79634	9,2239	10-15	-	0,8 ± 0,03	0,019 ± 0,002	0,3 ± 0,003	0,02 ± 0,002	0,4 ± 0,02
	2013-6-4	Col de Bavella	41,79634	9,2239	15-20	-	0,3 ± 0,01	0,006 ± 0,001	0,1 ± 0,001	0,02 ± 0,005	0,4 ± 0,02
Corse	2013-7-1	Tobia	42,23804	9,22845	0-5	3,1 ± 1,2	0,8 ± 0,04	0,003 ± 0,3	<0,02	0,03 ± 0,004	0,4 ± 0,03
	2013-7-2	Tobia	42,23804	9,22845	5-10	3,0 ± 1,2	0,4 ± 0,02	0,01 ± 0,002	0,2 ± 0,014	0,02 ± 0,004	0,4 ± 0,04
	2013-7-3	Tobia	42,23804	9,22845	10-15	2,8 ± 1,3	0,2 ± 0,01	0,004 ± 0,001	0,07 ± 0,008	0,03 ± 0,006	0,4 ± 0,05
	2013-7-4	Tobia	42,23804	9,22845	15-20	3,3 ± 1,2	0,05 ± 0,004	0,001 ± 0,0005	0,02 ± 0,004	0,02 ± 0,010	0,4 ± 0,08
Ariège	2014-1-1	Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	0-10	5,3 ± 1,1	1,1 ± 0,05	0,03 ± 0,003	0,5 ± 0,04	0,03 ± 0,003	0,4 ± 0,04
	2014-1-2	Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	10-20	4,3 ± 0,9	1,1 ± 0,05	0,03 ± 0,003	0,4 ± 0,04	0,03 ± 0,003	0,4 ± 0,04
	2014-1-3	Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	20-30	3,7 ± 1,1	0,3 ± 0,01	0,007 ± 0,001	0,1 ± 0,01	0,02 ± 0,004	0,4 ± 0,05
	2014-1-4	Aulus-les-Bains	42,78933	1,34658	30-40	2,7 ± 0,87	0,2 ± 0,01	0,004 ± 0,001	0,08 ± 0,01	0,02 ± 0,005	0,4 ± 0,05
Ariège	2014-4-1	Port de Salex	42,78178	1,40441	0-10	6,6 ± 1,3	2,4 ± 0,10	0,06 ± 0,004	0,9 ± 0,07	0,02 ± 0,002	0,4 ± 0,04
	2014-4-2	Port de Salex	42,78178	1,40441	10-20	4,3 ± 1,3	0,6 ± 0,03	0,01 ± 0,002	0,3 ± 0,02	0,02 ± 0,003	0,4 ± 0,04
	2014-4-3	Port de Salex	42,78178	1,40441	20-30	2,7 ± 0,9	0,05 ± 0,004	0,001 ± 0,0006	0,02 ± 0,005	0,02 ± 0,012	0,4 ± 0,10
	2014-4-4	Port de Salex	42,78178	1,40441	30-40	2,3 ± 0,9	0,03 ± 0,003	0,0005 ± 0,0003	0,01 ± 0,003	0,01 ± 0,009	0,4 ± 0,10
Pyrénées-Atlantiques	2014-53-1	Col de Besse	42,9697	-0,469	0-10	6,3 ± 1,9	1,5 ± 0,06	0,035 ± 0,003	0,6 ± 0,05	0,02 ± 0,002	0,4 ± 0,04
	2014-53-2	Col de Besse	42,9697	-0,469	10-20	1,9 ± 0,7	0,3 ± 0,02	0,007 ± 0,002	0,1 ± 0,01	0,02 ± 0,005	0,5 ± 0,05
	2014-53-3	Col de Besse	42,9697	-0,469	20-30	1,9 ± 0,8	0,1 ± 0,006	0,003 ± 0,001	0,04 ± 0,0006	0,03 ± 0,011	0,5 ± 0,03

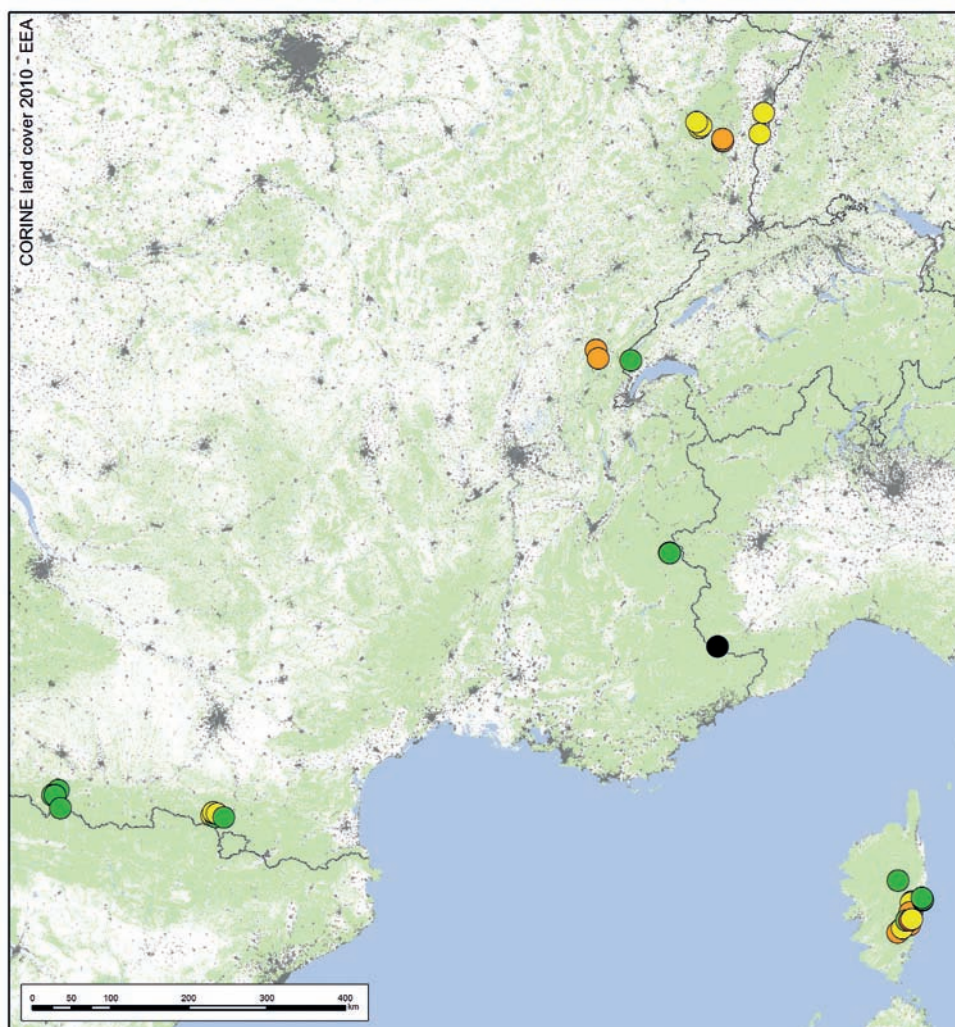
Zone d'étude	N°	Site d'étude	Latitude (°)	Longitude (°)	Profondeur (cm)	⁹⁰ Sr (Bq.kg ⁻¹)	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (Bq.kg ⁻¹)	²³⁸ Pu (Bq.kg ⁻¹)	²⁴¹ Am (Bq.kg ⁻¹)	²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Pyrénées-Atlantiques	2014-58-1	Goust	42,9518	-0,4484	0-10	7,4 ± 1,3	1,3 ± 0,06	0,03 ± 0,004	0,5 ± 0,04	0,03 ± 0,004	0,4 ± 0,04
	2014-58-2	Goust	42,9518	-0,4484	10-20	5,3 ± 1,1	1,0 ± 0,05	0,026 ± 0,003	0,4 ± 0,04	0,03 ± 0,003	0,4 ± 0,04
	2014-58-3	Goust	42,9518	-0,4484	20-30	3,7 ± 0,9	0,2 ± 0,01	0,006 ± 0,001	0,1 ± 0,01	0,02 ± 0,005	0,4 ± 0,05
	2014-58-4	Goust	42,9518	-0,4484	30-34	2,8 ± 0,8	0,07 ± 0,005	0,002 ± 0,0007	0,03 ± 0,004	0,03 ± 0,010	0,4 ± 0,06
Jura	2014-6-1	Cogna	46,5877	5,7624	0-5	-	0,4 ± 0,02	0,013 ± 0,002	0,2 ± 0,02	0,03 ± 0,005	0,4 ± 0,04
	2014-6-2	Cogna	46,5877	5,7624	5-10	-	0,4 ± 0,02	0,012 ± 0,002	0,2 ± 0,01	0,03 ± 0,004	0,4 ± 0,04
	2014-6-3	Cogna	46,5877	5,7624	10-15	-	0,5 ± 0,02	0,013 ± 0,002	0,2 ± 0,02	0,03 ± 0,004	0,4 ± 0,04
	2014-6-4	Cogna	46,5877	5,7624	15-20	-	0,4 ± 0,02	0,010 ± 0,002	0,2 ± 0,02	0,02 ± 0,004	0,4 ± 0,05
	2014-6-5	Cogna	46,5877	5,7624	20-30	-	0,2 ± 0,02	0,007 ± 0,002	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,009	0,1 ± 0,05
Jura	2014-9	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	litière	<0,2	0,16 ± 0,01	0,004 ± 0,001	0,07 ± 0,01	0,03 ± 0,005	0,4 ± 0,05
	2014-8-1	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	0-10	3,8 ± 0,9	0,7 ± 0,03	0,02 ± 0,003	0,3 ± 0,02	0,03 ± 0,004	0,4 ± 0,03
	2014-8-2	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	10-20	2,5 ± 1,0	0,6 ± 0,05	0,01 ± 0,004	0,2 ± 0,02	0,02 ± 0,006	0,4 ± 0,04
	2014-8-3	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	20-30	2,5 ± 0,7	0,2 ± 0,01	0,004 ± 0,001	0,06 ± 0,007	0,03 ± 0,010	0,4 ± 0,05
	2014-8-4	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	30-40	1,8 ± 0,7	0,05 ± 0,004	0,001 ± 0,0006	0,02 ± 0,005	0,02 ± 0,013	0,5 ± 0,12
2014-8-5	Châtel-de-Joux	46,5217	5,7856	40-50	1,3 ± 0,6	0,03 ± 0,003	0,0006 ± 0,0005	0,01 ± 0,003	0,02 ± 0,017	0,4 ± 0,11	
Vosges	2014-11-1	Aubure	48,2092	7,216	0-5	3,5 ± 0,8	-	-	-	-	-
	2014-11-2	Aubure	48,2092	7,216	5-10	1,9 ± 0,7	-	-	-	-	-
	2014-11-3	Aubure	48,2092	7,216	10-15	1,3 ± 0,6	-	-	-	-	-
	2014-11-4	Aubure	48,2092	7,216	15-20	0,8 ± 0,9	-	-	-	-	-
	2014-11-5	Aubure	48,2092	7,216	20-30	<0,7	-	-	-	-	-
	2014-11-6	Aubure	48,2092	7,216	30-40	0,6 ± 0,5	-	-	-	-	-
	2014-11-7	Aubure	48,2092	7,216	40-47	105 ± 11	-	-	-	-	-
Vosges	2014-16	Aubure	48,229	7,2124	litière	27 ± 3	0,1 ± 0,01	0,005 ± 0,001	0,04 ± 0,003	0,03 ± 0,008	0,3 ± 0,03
	2014-17-1	Aubure	48,229	7,2124	0-10	2,5 ± 0,9	0,7 ± 0,04	0,019 ± 0,003	0,20 ± 0,01	0,03 ± 0,004	0,3 ± 0,02
	2014-17-2	Aubure	48,229	7,2124	10-20	<0,6	0,3 ± 0,01	0,007 ± 0,001	0,12 ± 0,009	0,02 ± 0,005	0,4 ± 0,04
	2014-17-3	Aubure	48,229	7,2124	20-30	<0,5	0,1 ± 0,01	0,003 ± 0,0007	0,06 ± 0,007	0,02 ± 0,007	0,6 ± 0,08
	2014-17-4	Aubure	48,229	7,2124	30-40	<0,6	0,03 ± 0,003	0,0004 ± 0,0003	0,01 ± 0,002	0,01 ± 0,009	0,3 ± 0,07
2014-17-5	Aubure	48,229	7,2124	40-53	<0,6	0,01 ± 0,002	<0,00001	0,005 ± 0,002	-	0,3 ± 0,16	
Vosges	2014-24-1	Hurbache	48,3466	6,9322	0-5	2,7 ± 0,8	0,5 ± 0,02	0,01 ± 0,002	0,2 ± 0,01	0,02 ± 0,004	0,4 ± 0,04
	2014-24-2	Hurbache	48,3466	6,9322	5-10	2,2 ± 0,7	0,5 ± 0,02	0,01 ± 0,002	0,2 ± 0,01	0,03 ± 0,004	0,4 ± 0,04
	2014-24-3	Hurbache	48,3466	6,9322	10-15	2,1 ± 0,7	0,4 ± 0,02	0,009 ± 0,002	0,2 ± 0,02	0,02 ± 0,004	0,4 ± 0,04
	2014-24-4	Hurbache	48,3466	6,9322	15-20	2,0 ± 0,7	0,1 ± 0,008	0,003 ± 0,001	0,05 ± 0,007	0,02 ± 0,008	0,4 ± 0,06
	2014-24-5	Hurbache	48,3466	6,9322	20-30	1,4 ± 0,6	0,05 ± 0,005	0,0009 ± 0,00006	0,02 ± 0,004	0,02 ± 0,002	0,5 ± 0,10
	2014-24-6	Hurbache	48,3466	6,9322	30-40	0,9 ± 0,5	-	-	-	-	-

8.4. INVENTAIRES DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DANS LES SOLS

TABLEAU 27 / INVENTAIRES EN ^{137}Cs , ^{90}Sr ET $^{239+240}\text{Pu}$, DANS LES SOLS PRÉLEVÉS DANS LE MERCANTOUR, L'EST DE LA CORSE, LE JURA, LES PYRÉNÉES (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), LES VOSGES ET L'ALSACE (en Bq.m^{-2})

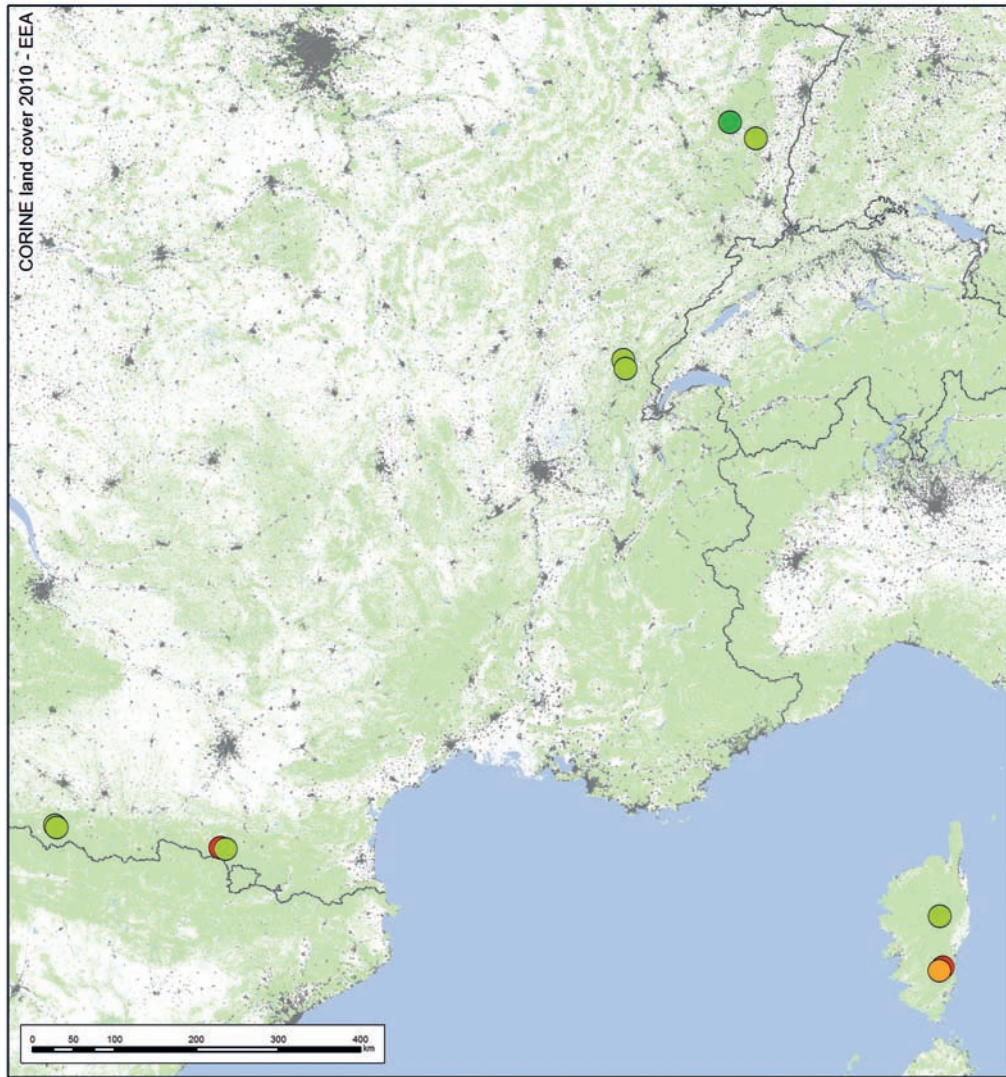
N°	Zone d'étude	Site d'étude	^{137}Cs (Bq.m^{-2})	^{90}Sr (Bq.m^{-2})	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq.m^{-2})
2014-22	Mercantour	Isola 2000	4 158	794	104
2014-24	Mercantour	Isola 2000	425 000	225	192
2014-1	Écrins	Col du Granon	1 150 000		364
2014-2	Écrins	Col du Granon	5 636		
2014-6	Écrins	Col du Granon	4 000		
2013-3	Corse	Solenzara	10 892		
2013-4	Corse	Col de Larone	8 728		
2013-5	Corse	Arggiavara	12 047		319
2013-6	Corse	Col de Bavella	10 668		258
2013-7	Corse	Hippodrome de Tobia	4 543	1 040	113
2013-9	Corse	Ghisonaccia Gare	4 607		
2013-10	Corse	Ghisonaccia Gare	7 541		
2013-12	Corse	Ventiseri	5 450		
2013-13	Corse	Ventiseri	6 656		
2013-14	Corse	Pedi Quarcu	15 850		
2013-15	Corse	Pedi Quarcu	12 133		
2013-16	Corse	Solaro	3 625		
2013-17	Corse	Solaro	16 204		
2013-19	Corse	Ventiseri	5 672		
2013-41	Corse	Casabianda	4 087		
2013-42	Corse	Casabianda	4 980		
2013-43	Corse	Casabianda	3 521		
2014-1	Ariège	Aulus-les-Bains	9 965	226	369
2014-2	Ariège	Cournebière	7 315		
2014-3	Ariège	Étang de Labant	3 562		
2014-4	Ariège	Port de Salex	5 572	1 294	196
2014-5	Ariège	Étang de Lers	4 117		
2014-6	Ariège	Col Dret	6 749		
2014-7	Ariège	Port de Lers	7 536		
2014-8	Ariège	Vicquedessos	3 178		
2014-50	Pyrénées-Atl.	Laruns	2 384		
2014-53	Pyrénées-Atl.	Col de Besse	2 486	589	105

N°	Zone d'étude	Site d'étude	¹³⁷ Cs (Bq.m ⁻²)	⁹⁰ Sr (Bq.m ⁻²)	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (Bq.m ⁻²)
2014-56	Pyrénées-Atl.	Fond de Besse	1 787		
2014-57	Pyrénées-Atl.	Plateau de Lusque	2 287		
2014-58	Pyrénées-Atl.	Goust	4 082	835	173
2014-59	Pyrénées-Atl.	Cabane de Quèbes	1 140		
2014-1	Jura	Les Rousses	4 196	285	
2014-6	Jura	Cogna	10 584		114
2014-7	Jura	Châtel-de-Joux	10 478		
2014-8	Jura	Châtel-de-Joux	12 278	1 223	165
2014-11	Vosges	Aubure	10 997	15 222	
2014-15	Vosges	Aubure	11 379		
2014-17	Vosges	Aubure	10 508	243	121
2014-18	Alsace	Diebolsheim	9 565		
2014-19	Alsace	Erstein	5 180		
2014-21	Vosges	Robache	8 443		
2014-22	Vosges	St-Jean-D'Ormont	9 290		
2014-24	Vosges	Hurbache	5 392	936	88
2014-26	Vosges	Hurbache	5 410		

FIGURE 50 / CARTOGRAPHIE DE L'INVENTAIRE EN ^{137}Cs DES SOLS (en Bq.m^{-2})**Inventaire** ^{137}Cs (en Bq.m^{-2})

- Moins de 5 000
- De 5 000 à 10 000
- De 10 000 à 15 000
- De 15 000 à 20 000
- Plus de 20 000

FIGURE 51 / CARTOGRAPHIE DE L'INVENTAIRE EN $^{239+240}\text{Pu}$ DES SOLS (en Bq.m^{-2})



Inventaire
 $^{239+240}\text{Pu}$ (en Bq.m^{-2})

- Moins de 100
- De 100 à 200
- De 200 à 300
- Plus de 300

8.5. MÉTHODES DE CALCUL DES DOSES EFFICACES

8.5.1. 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 $\mu\text{Sv.an}^{-1}$) a été calculée à partir des mesures du débit de dose dans l'air (exprimée en nSv.h^{-1}) et en considérant 8 h.j⁻¹ passées à l'extérieur d'une habitation.

8.5.2. 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 $\mu\text{Sv.an}^{-1}$) est calculée par la formule :

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

H_{ing}	Dose efficace annuelle pour l'adulte, consécutive à l'ingestion de denrée	$\mu\text{Sv.an}^{-1}$
FD_{ing}	Coefficient de dose efficace (ingestion) (d'après CIPR 72, 1996)	$\mu\text{Sv.Bq}^{-1}$
R	Ration annuelle (adulte)	kg frais.an^{-1} ou L.an^{-1}
C	Activité massique de l'aliment consommé	Bq.kg^{-1} frais

TABLE DES ILLUSTRATIONS



9.1. LISTE DES FIGURES 122

9.2. LISTE DES TABLEAUX 126

TABLE DES ILLUSTRATIONS

9.1. LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : Cartographie des dépôts théoriques de ^{137}Cs (en Bq.m^{-2}) provenant des tests atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl en France métropolitaine, mise à jour en 2008 (IRSN)..... 18

FIGURE 2 : Zones d'étude du constat radiologique de la rémanence de la radioactivité artificielle, basées sur la cartographie des dépôts théoriques en ^{137}Cs provenant des essais nucléaires atmosphériques (dépôts $> 3\,000\ \text{Bq.m}^{-2}$) et de l'accident de Tchernobyl (dépôts $> 10\,000\ \text{Bq.m}^{-2}$)..... 19

FIGURE 3 : Localisation des sites de prélèvements dans les fleuves de l'Est de la Corse..... 20

FIGURE 4 : Localisation des sites de prélèvements dans les lacs au sein du Parc National du Mercantour..... 21

FIGURE 5 : Localisation des sites de prélèvements des sols..... 22

FIGURE 6 : Prélèvements des végétaux de la prairie à Isola 2000 (Massif du Mercantour)..... 23

FIGURE 7 : Localisation des points de prélèvements dans les zones de prairie permanentes..... 24

FIGURE 8 : Localisation des points de prélèvements dans les forêts..... 25

FIGURE 9 : Mesure *in situ* de l'activité surfacique en ^{137}Cs (spectrométrie gamma mobile) et du débit de dose (sonde TELERAY) aux Rousses (Jura)..... 27

FIGURE 10 : Activité massique en ^{137}Cs (en $\text{Bq.kg}^{-1}\ \text{sec}$) des sédiments provenant des fleuves de l'Est de la Corse en fonction de la teneur en argile (en %)...... 31

FIGURE 11 : Activité en ^{137}Cs dans les différentes matrices des lacs du Mercantour (en $\text{Bq.kg}^{-1}\ \text{sec}$ ou Bq.L^{-1})..... 34

FIGURE 12 : Variabilité de l'activité massique en ^{137}Cs , en ^{90}Sr , en $^{239+240}\text{Pu}$ et en ^{241}Am dans les profils de sols des Vosges et du Jura (en $\text{Bq.kg}^{-1}\ \text{sec}$)..... 36

FIGURE 13 : Variabilité de l'activité massique en ^{137}Cs , en ^{90}Sr , en $^{239+240}\text{Pu}$ et en ^{241}Am dans les profils de sols de l'Est de la Corse, de l'Ariège et des Pyrénées-Atlantiques (en $\text{Bq.kg}^{-1}\ \text{sec}$)..... 37

FIGURE 14 : Composition granulométrique comparée du sol d'Aubure (Vosges), des Rousses et de Châtel-de-Joux (Jura) (en % de masse)..... 38

FIGURE 15 : Distribution des inventaires en ^{137}Cs dans les sols prélevés dans les différentes zones d'étude (en Bq.m^{-2})..... 40

FIGURE 16 : Variabilité des inventaires des sols représentée par le coefficient de variation CV (en %) en fonction des inventaires moyens en ^{137}Cs (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) des différentes zones d'étude (en rouge) et de communes de l'Est de la Corse (points distants les uns des autres de moins de 5 km) (en bleu)..... 41

FIGURE 17 : Distribution des inventaires en plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) dans les sols prélevés dans les différentes zones d'étude (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$)..... 42

FIGURE 18 : Rapport d'activité $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ des sols des zones d'étude comparé au rapport des retombées des tirs atmosphériques d'armes nucléaires..... 43

FIGURE 19 : Inventaires en ^{137}Cs en fonction des inventaires en $^{239+240}\text{Pu}$ des sols des différentes zones d'étude (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$), comparés à la relation empirique proposée à partir des données de la Montagne-Noire et de la Savoie (d'après Le Roux *et al.*, 2010)..... 44

FIGURE 20 : Inventaires en ^{90}Sr en fonction des inventaires en $^{239+240}\text{Pu}$ des sols des différentes zones d'étude (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). L'inventaire initialement calculé dans le sol d'Aubure (Aubure, Vosges (1)) a été recalculé sans tenir compte de l'accumulation du ^{90}Sr entre 40 et 47 cm de profondeur (Aubure, Vosges (2))..... 45

FIGURE 21 : Activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans les végétaux des zones de prairies permanentes en fonction de l'activité mesurée dans les sols (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$). Les lignes de couleur représentent le facteur de transfert minimal ($F_{t\text{min}}$) et maximal ($F_{t\text{max}}$) pour le ^{137}Cs (bleue) et le ^{90}Sr (rouge) (AIEA, 2010)..... 48

FIGURE 22 : Activité en ^{137}Cs , ^{90}Sr et ^{40}K dans les fromages des zones de prairie permanentes (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais) en fonction de l'activité mesurée dans le lait (en $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$). Les lignes représentent le facteur de transfert du ^{137}Cs (bleue) et du ^{90}Sr (rouge) associé à la fabrication du fromage, exprimé en $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ASTRAL, 2006)..... 49

FIGURE 23 : Distribution de l'activité en ^{137}Cs dans les échantillons de baies (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais)..... 51

FIGURE 24 : Distribution de l'activité en ^{137}Cs dans les échantillons de champignons provenant des Vosges, du Jura et du Mercantour (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais)..... 52

FIGURE 25 : Distribution de l'activité en ^{137}Cs dans les échantillons de gibier provenant des Vosges, du Mercantour et de l'Est de la Corse (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais)..... 55

FIGURE 26 : Activité volumique en ^{137}Cs dans l'eau de surface prélevée dans les lacs du Mercantour en 2005 et 2013 par l'IRSN (en $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$). L'activité en ^{137}Cs mesurée en 2005 a été corrigée de la décroissance radioactive et calculée pour l'année 2013..... 58

FIGURE 27 : Activité massique en ^{137}Cs et en ^{241}Am mesurée dans les mousses aquatiques prélevées dans les lacs du Mercantour en 2005 et 2013 par l'IRSN (en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$). L'activité en ^{137}Cs mesurée en 2005 a été corrigée de la décroissance radioactive et calculée pour l'année 2013..... 59

FIGURE 28 : Évolution temporelle de l'activité massique en ^{241}Am et en ^{137}Cs dans les mousses aquatiques prélevées dans le Lac du Mercantour entre 1994 et 2013 (données IRSN, en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$). L'activité en ^{137}Cs a été corrigée de la décroissance radioactive et calculée pour l'année 2013..... 60

FIGURE 29 : Évolution temporelle de l'activité en ^{137}Cs dans les sédiments prélevés dans les lacs du Mercantour, le Var et ses affluents (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$). Données IRSN et Université de Nice (Descamps *et al.*, 1988 ; Alabdullah *et al.*, 2013). L'activité en ^{137}Cs a été corrigée de la décroissance radioactive et calculée pour l'année 2013. 61

FIGURE 30 : Évolution temporelle de l'activité en ^{137}Cs dans les sédiments prélevés dans les fleuves de l'Est de la Corse (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$). L'activité en ^{137}Cs a été corrigée de la décroissance radioactive et calculée pour l'année 2013. Les mesures des années 80 ont été acquises par l'IPSN (Descamps, 1991). 62

FIGURE 31 : Évolution temporelle de l'activité en ^{137}Cs dans les poissons prélevés dans les fleuves de l'Est de la Corse (en $\text{Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$). L'activité en ^{137}Cs a été corrigée de la décroissance radioactive et calculée pour l'année 2013. Les mesures des années 80 ont été acquises par l'IPSN (Descamps *et al.*, 1991). 63

FIGURE 32 : Représentation sous la forme de « boîte à moustache » de la variabilité de l'activité en ^{137}Cs dans les sols (0-10 cm) prélevés et analysés lors de la présente étude. 65

FIGURE 33 : Fonte de la glace au printemps (Isola 2000). 66

FIGURE 34 : Activité surfacique en ^{137}Cs mesurée en Corse, dans le Jura et les Vosges dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle, en 2013-2014 en fonction de l'activité mesurée précédemment sur les mêmes sites (Corse 2001, Jura 2004-2005 et Vosges 2003-2006). Les activités acquises entre 2001 et 2006 sont corrigées de la décroissance radioactive et calculées au 1/1/2014. 67

FIGURE 35 : Répartition du ^{137}Cs dans le profil de sol de Tobia (Corse) prélevé et mesuré par l'IRSN en 1986, 2001 et 2013 (activité exprimée en Bq.kg^{-1} de matière sèche, corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2013). 67

FIGURE 36 : Synthèse de l'activité en ^{137}Cs mesurée dans les denrées prélevées et mesurées par l'IRSN dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle (en Bq.kg^{-1} frais ou Bq.L^{-1}). 71

FIGURE 37 : Activité en ^{90}Sr dans le lait et les fromages (en Bq.L^{-1} et en Bq.kg^{-1} de matière fraîche, respectivement) échantillonnés et mesurés par l'IRSN dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité artificielle et dans le cadre du suivi radio-écologique dans l'environnement des CNPE d'EDF (d'après Roussel-Debet et Duffa, 2005). Pour ce lot de données, l'activité est corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1^{er} janvier 2014. 72

FIGURE 38 : Activité en ^{137}Cs dans les baies prélevées dans différentes zones du territoire et analysées par l'IRSN et exprimée en fonction du temps (en Bq.kg^{-1} frais). L'activité mesurée à une date donnée est corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2014. 73

FIGURE 39 : Activité en ^{137}Cs dans les différentes espèces de baies prélevées et analysées par l'IRSN et exprimée en fonction du temps (en Bq.kg^{-1} frais). L'activité mesurée à une date donnée est corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2014. 73

FIGURE 40 : Activité en ^{137}Cs dans les champignons prélevés dans différentes zones du territoire et analysés par l'IRSN et exprimée en fonction du temps (en Bq.kg^{-1} frais). L'activité mesurée à une date donnée est corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2014. 74

FIGURE 41 : Activité en ^{137}Cs dans les différentes espèces de champignons, prélevées et analysées par l'IRSN et exprimée en fonction du temps (en Bq.kg^{-1} frais). L'activité mesurée à une date donnée est corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2014. 75

FIGURE 42 : Activité en ^{137}Cs dans le gibier provenant de différentes zones du territoire, analysé par l'IRSN et exprimée en fonction du temps (en Bq.kg^{-1} frais). L'activité mesurée à une date donnée est corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2014. 76

FIGURE 43 : Activité en ^{137}Cs dans différentes espèces de gibier, analysées par l'IRSN et exprimée en fonction du temps (en Bq.kg^{-1} frais). L'activité mesurée à une date donnée est corrigée de la décroissance radioactive et calculée au 1/1/2014. 77

FIGURE 44 : Activité en ^{40}K , en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans le lait et le fromage prélevés et analysés par l'IRSN à Isola 2000 (Mercantour), entre 1999 et 2014 (en Bq.L^{-1} et Bq.kg^{-1} de matière fraîche, respectivement). Les activités en ^{137}Cs et en ^{90}Sr des prélèvements les plus anciens sont corrigées de la décroissance radioactive et calculées au 1/1/2014 (losanges et ronds intérieurs blancs). 78

FIGURE 45 : Activité en ^{40}K , en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans le lait et le fromage prélevés et analysés par l'IRSN dans différents sites des Vosges (A : Aubure ; S/M : Saulxure-sur-Moselotte ; O : Orbey ; F : Fréland), entre 2003 et 2014 (en Bq.L^{-1} et Bq.kg^{-1} de matière fraîche, respectivement). 79

FIGURE 46 : Évolution de l'activité en ^{137}Cs dans le lait prélevé dans différentes zones du territoire par le SCPRI, l'OPRI puis l'IRSN, entre 1965 et 2014 (en Bq.L^{-1}). Ces données sont comparées aux mesures acquises en 2013-2014 dans le cadre de la présente étude dans les Vosges, le Mercantour, la Corse, le Jura et l'Ariège. 80

FIGURE 47 : Évolution de l'activité en ^{90}Sr dans le lait prélevé dans différentes zones du territoire par le SCPRI, l'OPRI puis l'IRSN entre 1965 et 2014 (en Bq.L^{-1}). Ces données sont comparées aux mesures acquises en 2014 dans le cadre de la présente étude dans les Vosges, le Mercantour, le Jura et l'Ariège. 82

FIGURE 48 : Doses annuelles provenant de l'incorporation des radionucléides artificiels par ingestion de denrées et dose annuelle consécutive à l'exposition externe au dépôt de ^{137}Cs , en dehors des zones les plus marquées par les dépôts (en $\mu\text{Sv.an}^{-1}$). ... 84

FIGURE 49 : Mesures du débit de dose réalisées en différents points du territoire. 85

FIGURE 50 : Cartographie de l'inventaire en ^{137}Cs des sols (en Bq.m^{-2}). 117

FIGURE 51 : Cartographie de l'inventaire en $^{239+240}\text{Pu}$ des sols (en Bq.m^{-2}). 118

9.2. LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : Activité massique en ^{137}Cs et en ^{40}K dans les sédiments prélevés dans les fleuves de l'Est de la Corse (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{ sec}$). 30

TABLEAU 2 : Activité massique en ^{137}Cs dans les poissons prélevés dans l'Est de la Corse (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{ frais}$). 32

TABLEAU 3 : Activité massique en ^{137}Cs et en ^{241}Am dans les sédiments des lacs du Mercantour (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{ sec}$). (Pas d'échantillons disponibles pour le Lac des Terres-Rouges et le Lac du Mercantour). 32

TABLEAU 4 : Activité massique en ^{137}Cs et en ^{241}Am dans les mousses aquatiques des lacs du Mercantour (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{ sec}$). 33

TABLEAU 5 : Activité volumique en ^{137}Cs dans les eaux de surface des lacs du Mercantour (en mBq.L^{-1}). 33

TABLEAU 6 : Valeurs moyennes et coefficients de variation des activités surfaciques en ^{137}Cs mesurées dans les différentes zones d'étude. 41

TABLEAU 7 : Les différentes composantes du débit de dose mesurées dans des sites du Jura, des Vosges et d'Alsace (en nSv.h^{-1}). 46

TABLEAU 8 : Activité massique dans les végétaux prélevés dans les zones de prairies permanentes (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{ sec}$). 47

TABLEAU 9 : Activité dans le lait et les fromages (en jaune) prélevés dans chaque zone de prairie permanente (en Bq.L^{-1} dans le lait et en Bq.kg^{-1} frais dans les fromages). 49

TABLEAU 10 : Activité massique dans les baies prélevées par l'IRSN en 2013 et 2014, dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle (en Bq.kg^{-1} frais). 50

TABLEAU 11 : Activité massique dans les champignons prélevés par l'IRSN entre 2012 et 2014, dans le cadre de la présente étude (en Bq.kg^{-1} frais). 52

TABLEAU 12 : Activité massique dans la viande de gibier fournie par les fédérations départementales des chasseurs et mesurée par l'IRSN entre 2012 et 2014, dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{ frais}$). 53

TABLEAU 13 : Comparaison de l'activité en ^{137}Cs mesurée dans les sols dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité d'origine artificielle avec d'autres données antérieures. 64

TABLEAU 14 : Comparaison des débits de dose mesurés en France et en Suisse. 70

TABLEAU 15 : Activité moyenne, minimale et maximale en ^{137}Cs dans les champignons provenant de différentes zones du territoire, entre 1995 et 2014 (en $\text{Bq.kg}^{-1}\text{ frais}$). 75

TABLEAU 16 : Activité moyenne, minimale et maximale en ^{137}Cs dans différentes espèces de champignons, entre 1995 et 2014 (en Bq.kg^{-1} frais)..... 76

TABLEAU 17 : Période d'élimination du ^{90}Sr dans le lait déduite de l'évolution de l'activité de ce radionucléide au cours du temps pour différentes périodes d'observation..... 82

TABLEAU 18 : Synthèse des évaluations de dose dans et en dehors des zones les plus marquées par la radioactivité d'origine artificielle (en $\mu\text{Sv.an}^{-1}$).... 85

TABLEAU 19 : Échantillonnage en milieu aquatique..... 102

TABLEAU 20 : Prélèvements de sols effectués dans le cadre du constat de la rémanence de la radioactivité artificielle dans le Mercantour, l'Est de la Corse, le Jura, les Pyrénées (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), les Vosges et l'Alsace..... 103

TABLEAU 21: Différentes zones de prairie permanentes échantillonnées..... 105

TABLEAU 22 : Prélèvements d'échantillons de baies et de champignons..... 105

TABLEAU 23 : Échantillons de gibiers fournis par les fédérations départementales des chasseurs..... 105

TABLEAU 24 : Bilan des sites où des mesures *in situ* du débit de dose et de l'activité surfacique du ^{137}Cs ont été effectuées..... 106

TABLEAU 25 : Activité massique en ^{137}Cs dans les sols prélevés dans le Mercantour, l'Est de la Corse, le Jura, les Pyrénées (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), les Vosges et l'Alsace (en Bq.kg^{-1} sec)..... 107

TABLEAU 26 : Activité massique en ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am et rapports d'activités dans les sols prélevés dans le Mercantour, l'Est de la Corse, le Jura, les Pyrénées (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), les Vosges et l'Alsace (en Bq.kg^{-1} sec). * ^{241}Am mesuré par spectrométrie gamma..... 113

TABLEAU 27: Inventaires en ^{137}Cs , ^{90}Sr et $^{239+240}\text{Pu}$, dans les sols prélevés dans le Mercantour, l'Est de la Corse, le Jura, les Pyrénées (Ariège et Pyrénées-Atlantiques), les Vosges et l'Alsace (en Bq.m^{-2})..... 115

Mots clés

Tchernobyl, tirs d'armes nucléaires, ¹³⁷Cs, rémanence, dépôts.

Principaux contributeurs à ce rapport

S. Aubry,	<i>PRP-ENV/STEME/LMRE</i>	Spectrométrie gamma
B. Boulet,	<i>PRP-ENV/STEME/LMRE</i>	Méetrologie ⁹⁰ Sr
X. Cagnat,	<i>PRP-ENV/STEME/LMRE</i>	Méetrologie (spectrométrie gamma)
M. Chevreuil,	<i>PRP-ENV/SESURE/LS2A</i>	Méetrologie de terrain
D. Claval,	<i>PRP-ENV/SESURE/LERCM</i>	SIG
C. Cossonnet,	<i>PRP-ENV/STEME/LMRE</i>	Méetrologie transuraniens
V. Malfait,	<i>PRP-ENV/SESURE/LS2A</i>	Méetrologie de terrain
E. Manach,	<i>PRP-ENV/SESURE/LS2A</i>	Méetrologie de terrain
D. Mekhlouche,	<i>PRP-ENV/STEME/LMRE</i>	Spectrométrie gamma
J-M Métivier,	<i>PRP-ENV/SERIS/LM2E</i>	SIG
D. Mourier,	<i>PRP-ENV/SESURE/LERCM</i>	Prélèvements et traitements des échantillons
L. Pourcelot,	<i>PRP-ENV/SESURE/LERCM</i>	Stratégie de prélèvement, rédaction du rapport
G. Salaün,	<i>PRP-ENV/SESURE/LERCM</i>	Prélèvements et traitements des échantillons
S. Thomas,	<i>PRP-ENV/STEME/LMRE</i>	Méetrologie transuraniens
C. Vivien,	<i>PRP-ENV/STEME/LMRE</i>	Méetrologie ⁹⁰ Sr

Pour tout renseignement :
IRSN
Pôle radioprotection, environnement, déchets et crise
PRP-ENV
Service d'étude et de surveillance de la radioactivité
dans l'environnement
31, rue de l'Écluse
B.P. 40035
78116 Le Vésinet Cedex

Téléphone : +33 (0)1 30 15 52 00

Mail : contact@irsn.fr

N° du rapport : PRP-ENV/SESURE 2015-41

Tous droits réservés IRSN
Avril 2016

Conception graphique :
agence Kazoar www.kazoar.fr

Photo de couverture :
© Daniel Coutelier/Terra

Siège social

31, avenue de la Division Leclerc
92260 Fontenay-aux-Roses
RCS Nanterre B 440 546 018

Téléphone

+33 (0)1 58 35 88 88

Courrier

B.P. 17 – 92262 Fontenay-aux-Roses Cedex

Site Internet

www.irsn.fr

Mail

contact@irsn.fr



[@IRSNFrance](https://twitter.com/IRSNFrance), [@radioprotection](https://twitter.com/radioprotection)