



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

IRSN

INSTITUT DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE



EXPOSITION DE
LA POPULATION FRANÇAISE
AUX RAYONNEMENTS IONISANTS
BILAN 2014-2019

MEMBRE DE

ETSON

L'EXPERT PUBLIC DES RISQUES NUCLÉAIRES ET RADIOLOGIQUES

Expertiser, rechercher, protéger, anticiper, partager ; telles sont les missions de l'IRSN au service des pouvoirs publics et de la population.

La singularité de l'Institut réside dans sa capacité à associer chercheurs et experts pour anticiper les questions à venir sur l'évolution et la maîtrise des risques nucléaires et radiologiques.

Les femmes et les hommes de l'IRSN ont à cœur de faire connaître leurs travaux et de partager leurs savoirs avec la société. Ils contribuent ainsi à améliorer l'accès à l'information et le dialogue avec les parties prenantes.

L'Institut concourt aux politiques publiques de sûreté et sécurité nucléaires, de santé, d'environnement et de gestion de crise.

Établissement Public à caractère Industriel et Commercial (EPIC), sous la tutelle conjointe du ministre chargé de l'Environnement, du ministre de la Défense, et des ministres chargés de l'Énergie, de la Recherche et de la Santé, l'IRSN inscrit pleinement son action dans les politiques de modernisation de l'État avec sa démarche de management des risques et la mise en œuvre d'une politique globale en matière de responsabilité sociétale.

L'INSTITUT
COMPTE
ENVIRON **1 770**
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
275 M€**

RÉSUMÉ

Ce rapport présente le bilan de l'exposition de la population française aux rayonnements ionisants. Les expositions prises en compte sont celles liées aux rayonnements naturels (cosmiques et telluriques, radon et ingestion de radionucléides naturels), à l'imagerie médicale, aux accidents majeurs et aux essais d'armes nucléaires ainsi qu'aux rejets de fonctionnement des activités nucléaires autorisées.

En complément d'une valeur de dose efficace totale moyenne pour la France, retenue comme indicateur macroscopique de l'exposition de la population, les variations de la dose efficace pour chaque source d'exposition sont également présentées afin de tenir compte de l'hétérogénéité de certaines sources d'exposition et des habitudes de vie de la population. Sur cette base, la variation de la dose efficace totale est présentée.

Cette étude fait suite à celle réalisée en 2015 à partir des données d'exposition de la population pendant la période 2008-2013. Cette mise à jour a consisté à actualiser les données, dont celles notamment de la structure de la population française (nombre d'habitants par commune, nombre de personnes par classe d'âge...). En effet, depuis le précédent bilan établi en 2015 qui portait sur les données Insee de 2013, de nombreux regroupements administratifs de communes ont été réalisés dans le cadre de la réforme du territoire, pouvant avoir une influence sur les résultats de calcul de la dose moyenne par habitant. De même, les données pour l'exposition suite à des actes d'imagerie médicale diagnostique ont été mises à jour à partir des données de 2017 de la Caisse primaire d'assurance maladie (CPAM) ainsi que, pour l'exposition due au transport aérien, à partir de celles liées aux habitudes de transport aérien des Français (2018). Enfin, les estimations dosimétriques liées d'une part aux radionucléides présents dans l'environnement et hérités des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, d'autre part aux radionucléides présents dans les rejets autorisés des installations nucléaires ont fait l'objet d'une actualisation sur la base des données les plus récentes.

Malgré ces mises à jour, la dose efficace moyenne par habitant reste globalement inchangée à 4,5 mSv par an. Cependant, dans l'hypothèse où seraient pris en compte les nouveaux coefficients de dose pour le radon proposés par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), la dose efficace moyenne annuelle estimée par l'IRSN passerait de 4,5 mSv à 6,5 mSv par an.

■ Mots clés

Exposition, rayonnements ionisants, population, sources naturelles, cosmiques, telluriques, radon, alimentation, sources artificielles, médical, industrie.

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION	4
2	NOTION DE DOSE EFFICACE	6
3	EXPOSITIONS ET VARIABILITÉ	8
3.1	MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DES EXPOSITIONS	8
	Une population métropolitaine exposée de manière hétérogène	8
	Estimation des doses efficaces	8
	Définition des populations exposées	9
3.2	EXPOSITIONS ASSOCIÉES AUX SOURCES NATURELLES DE RAYONNEMENTS IONISANTS	9
	Exposition aux rayonnements cosmiques	9
	Exposition aux rayonnements telluriques	11
	Exposition liée à l'incorporation de radionucléides d'origine naturelle	12
	Exposition au radon	14
3.3	EXPOSITIONS ASSOCIÉES À LA PRÉSENCE DE RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS DANS L'ENVIRONNEMENT ET À DIVERSES SOURCES ARTIFICIELLES DE RAYONNEMENT	16
	Exposition à la rémanence des retombées des essais nucléaires atmosphériques	16
	Expositions à la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl	16
	Exposition à la rémanence des retombées de l'accident de Fukushima	19
	Événements de contamination atmosphérique détectée en France sur la période 2015-2019	19
	Expositions dues aux installations nucléaires et à des sources artificielles de rayonnement	19
	Exposition « médicale » des patients	20
3.4	BILAN DE L'EXPOSITION DE LA POPULATION FRANÇAISE	22
	Exposition moyenne	22
	Variabilité de l'exposition	22
	Estimation d'une exposition individuelle	29
4	CONCLUSION	30

5	ANNEXE 1 EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS COSMIQUES	32
6	ANNEXE 2 TRANSPORT AÉRIEN - EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS COSMIQUES	38
7	ANNEXE 3 EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS TELLURIQUES	42
8	ANNEXE 4 EXPOSITION PAR INCORPORATION DE RADIONUCLÉIDES NATURELS	48
9	ANNEXE 5 EXPOSITION AU RADON	56
10	ANNEXE 6 EXPOSITION ASSOCIÉE AUX USAGES INDUSTRIELS ET MILITAIRES DE LA RADIOACTIVITÉ	62
11	RÉFÉRENCES	80

1 INTRODUCTION

Les Français dans leur ensemble sont exposés en permanence à des rayonnements ionisants d'origine naturelle et artificielle.

Il existe quatre modes d'exposition aux sources naturelles de rayonnements ionisants :

- l'irradiation cosmique, due aux photons et aux particules venant de l'espace ;
- l'irradiation tellurique, due aux éléments radioactifs présents dans la croûte terrestre depuis la formation de la Terre ;
- l'incorporation d'éléments radioactifs naturels, dans l'air ou dans les produits consommés, présents depuis l'origine de la Terre ou créés par l'irradiation cosmique. L'ingestion de radionucléides naturels présents dans l'eau, dans la chaîne alimentaire et dans le tabac constitue la voie prépondérante d'incorporation de ces éléments ;
- l'inhalation de radon, gaz radioactif émanant du sol et ayant tendance à s'accumuler dans les espaces clos ou mal ventilés.

L'exposition liée à une origine artificielle des rayonnements ionisants peut quant à elle être divisée en deux grandes catégories :

- l'exposition due aux accidents majeurs et aux essais d'armes nucléaires : il s'agit des conséquences de la retombée de particules radioactives libérées dans l'atmosphère lors des accidents nucléaires de Tchernobyl et de Fukushima et des essais atmosphériques d'armes nucléaires ;
- l'exposition due aux activités nucléaires autorisées : il s'agit des rejets de fonctionnement des installations nucléaires civiles ou militaires.

Enfin, les rayonnements ionisants, quand ils sont utilisés à des fins diagnostiques, entraînent une exposition des patients appelée exposition « médicale » par la suite. S'agissant des actes thérapeutiques de radiothérapie externe et interne, les expositions liées, ou associées, correspondent à des fortes doses, délivrées localement pour soigner les pathologies concernées. Les patients ainsi traités constituent une fraction relativement peu nombreuse de la population générale et sont exposés dans un cadre très particulier. C'est pourquoi leur exposition n'est pas prise en compte dans le cadre de ce bilan.

Le bilan des doses individuelles moyennes présentées dans ce rapport s'inscrit dans le cadre d'une démarche internationale soutenue par le Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) [1]. Depuis sa création en 1955, l'UNSCEAR a entrepris, suivant son mandat, de vastes examens approfondis des sources de rayonnements ionisants et des effets de ces rayonnements sur la santé humaine et l'environnement à l'échelle mondiale et régionale. Le présent rapport est élaboré conformément à la méthodologie mise en place par l'UNSCEAR, préparée et validée par toutes les délégations, y compris la délégation française dont l'IRSN est membre. Il présente un bilan actualisé pour la période 2014-2019 de l'exposition de la population en France métropolitaine à l'ensemble des sources d'exposition aux rayonnements ionisants en les mettant en perspective les unes par rapport aux autres. Pour ce faire, la dose efficace⁽¹⁾, exprimée en millisievert (mSv), est estimée pour chaque source d'exposition ainsi que pour l'ensemble de ces sources (dose efficace totale). Par ailleurs, le chapitre relatif aux expositions dues aux installations nucléaires et à des sources artificielles de rayonnement est réalisé en application de l'article R. 1333-27 du Décret n° 2018-434 du 4 juin 2018⁽²⁾.

Ce nouveau rapport fait suite à celui publié par l'IRSN en 2015 à partir des données d'exposition de la population pendant la période 2008-2013 [2]. Il vient compléter les bilans réalisés par l'IRSN concernant la connaissance de l'état radiologique de l'environnement français [3], l'exposition des patients bénéficiant d'examens à visée diagnostique [4] et celle des travailleurs aux rayonnements ionisants [5], disponibles sur le site Internet de l'IRSN. L'exposition professionnelle aux rayonnements ionisants est exclue du bilan présenté dans le présent rapport. Le bilan réalisé dans le cadre de ce rapport permet d'objectiver les contributions des différentes sources de rayonnements ionisants évoquées ci-dessus à l'exposition globale de la population. En effet, la perception par la population des risques liés à une exposition aux rayonnements ionisants peut différer sensiblement de la hiérarchisation établie dans le présent bilan au regard de l'estimation des doses estimées pour ces différentes sources (résultats du baromètre annuel de l'IRSN [6])⁽³⁾.

(1) Voir la définition de la dose efficace au chapitre 2.

(2) Décret n° 2018-434 du 4 juin 2018 : Art. R. 1333-27. En application de l'article L. 1333-6 du Code de la santé publique, les doses individuelles moyennes reçues par la population du fait des activités nucléaires autorisées sont estimées au moins tous les cinq ans par l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire et font l'objet d'un rapport public publié sur le site Internet de l'Institut.

(3) L'intégralité de l'étude sur la perception des risques et de la sécurité par les Français est présentée dans le baromètre annuel de l'IRSN disponible sur <http://barometre.irsn.fr/>.

Chaque source d'exposition présente, à l'échelle du territoire, une variabilité plus ou moins importante. Ainsi, l'exposition des Français peut varier sensiblement en fonction de leur lieu d'habitation qui peut avoir une influence sur le flux du rayonnement cosmique et tellurique ou sur les teneurs en radon dans les habitations. Les modes de vie peuvent également influencer leur niveau d'exposition (temps passé à l'intérieur des habitations, régime alimentaire, consommation de tabac, nombre de voyages par les transports aériens). Aussi, en complément d'une valeur de dose efficace totale moyennée pour la France, retenue comme indicateur macroscopique de l'exposition de la population, les variations de la dose efficace pour chaque source d'exposition sont également présentées, lorsqu'elles sont significatives.

Les estimations de dose présentées dans ce rapport sont réalisées à partir des coefficients de dose en vigueur dans la réglementation française [7]. Pour le radon, une seconde estimation a été conduite en utilisant l'un des nouveaux coefficients de dose recommandés par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) en 2017 [8] dans l'hypothèse où celui-ci serait introduit dans la réglementation.

Ce rapport détaille les expositions associées d'une part aux sources naturelles de rayonnements ionisants, d'autre part aux sources artificielles. Il présente un bilan de l'exposition moyenne cumulée à l'ensemble de ces sources, ainsi qu'un ensemble de cas dont l'objectif est d'illustrer la variabilité de cette exposition en fonction de comportements ou situations types.

2 NOTION DE DOSE EFFICACE

Pour évaluer l'exposition d'une personne aux diverses sources de rayonnement ionisant, la CIPR [9] a établi la grandeur de dose efficace. Il s'agit de l'énergie moyenne par unité de masse déposée par le rayonnement dans les organes du corps, pondérée par leur sensibilité à la radioactivité et par la capacité relative du type de rayonnement à causer des dommages biologiques. La dose efficace s'exprime en sieverts (Sv).

La dose efficace est directement reliée à la probabilité d'apparition des cancers, mortels ou non, et des éventuelles maladies héréditaires. En l'état actuel des connaissances, l'hypothèse d'une relation linéaire entre la dose et le risque conduit à retenir un excès de risque d'apparition de cancers/maladies héréditaires de l'ordre de 0,5 % en moyenne sur une population exposée à 100 mSv. Selon cette hypothèse, toute dose peut entraîner un risque accru de cancer/maladies héréditaires. Cela étant, ce risque est d'autant plus faible que la dose est faible. La dose efficace ne permet pas une estimation du risque de cancer pour une personne en particulier car ce risque dépend des caractéristiques individuelles, comme l'âge et le sexe, et parce que la relation entre dose et risque est sujette à une forte incertitude dans la gamme des faibles doses (c'est-à-dire inférieures à 100 mSv).

Dans ce rapport, les doses efficaces calculées sont seulement des estimateurs des expositions permettant de présenter la contribution respective des différentes sources d'exposition, comme le fait l'UNSCEAR [1].



Les Français dans leur ensemble sont exposés en permanence à des rayonnements ionisants d'origine naturelle.

3 EXPOSITIONS ET VARIABILITÉ

Ce chapitre présente les doses individuelles (expositions) associées à chaque source d'exposition, en termes de moyenne et de variabilité. Il aborde ensuite l'exposition moyenne cumulée par habitant pour l'ensemble de ces sources et illustre avec quelques cas les variations possibles de cette exposition cumulée pour des situations et des comportements qui s'écartent de la situation moyenne considérée.

3 1 MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DES EXPOSITIONS

– Une population métropolitaine exposée de manière hétérogène –

Qu'il s'agisse des sources d'exposition naturelles (cosmique – dont le transport aérien –, tellurique, radon, liées à l'alimentation) ou bien des sources artificielles (industries du nucléaire, actes médicaux, retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires ou des accidents nucléaires), les individus sont généralement exposés de manière différente, selon leur lieu d'habitation, leurs habitudes de voyages ou alimentaires, et les actes médicaux que nécessite leur état de santé. Aussi, il est légitime de s'interroger sur le bien-fondé de calculer des moyennes par habitant pour l'ensemble de ces sources, sachant que les estimations montrent souvent des variations importantes, ne serait-ce que parce que certains, par exemple, ne prennent pas l'avion, ou n'ont bénéficié d'aucun examen médical utilisant des rayonnements ionisants, ou encore habitent des plaines alors que d'autres vivent en montagne... On perçoit donc bien l'effet d'homogénéisation voire de dilution induit par l'utilisation de la moyenne par habitant calculée systématiquement sur la population entière.

Pour autant, cette moyenne reste un indicateur utile pour fournir une image de l'exposition de la population permettant d'agrèger les différentes sources et donner un ordre de grandeur de l'exposition globale ; elle est utilisée notamment par l'UNSCEAR dans ce même objectif. Néanmoins, le présent rapport complète cette moyenne afin d'illustrer la variabilité des expositions comme évoqué ci-avant. Lorsqu'elles sont significatives, une valeur basse et une valeur haute de l'exposition ont été déterminées à partir des 5^e et 95^e

centiles⁽⁴⁾ de l'exposition, lorsqu'ils peuvent être estimés. Pour certaines sources d'exposition, des valeurs hautes de l'exposition ont été estimées à partir de situations d'exposition de diagnostic médical ou de comportements individuels, représentatifs d'une partie significative de la population (actes de scanographie couramment prescrits, voyages en avion réguliers, forte consommation de tabac ou de fruits de mer...). De même, des analyses plus spécifiques permettent également de raffiner les estimations moyennes en tenant compte de ces paramètres d'influence : plusieurs cas types sont développés en présentant tout d'abord la situation de moindre exposition puis celles conduisant à des doses plus élevées (cf. paragraphe Variabilité de l'exposition). Enfin, l'IRSN a développé un outil internet permettant à chacun d'estimer son exposition individuelle aux rayonnements ionisants à partir d'un questionnaire (cf. paragraphe Estimation d'une exposition individuelle).

– Estimation des doses efficaces –

La méthode d'estimation des doses efficaces dépend de la situation d'exposition (irradiation externe ou contamination interne) et de divers paramètres (environnement géologique et atmosphérique, voies de transfert des radionucléides, mesures d'activité (Bq) ou de débit de dose (mGy/h)). Dans la suite du rapport, la dose moyenne par habitant est calculée pour chaque source d'exposition comme la somme des doses efficaces reçues annuellement par les personnes exposées, divisée par la population totale du territoire français métropolitain. Certaines données nécessaires au calcul de la dose moyenne par habitant ont bénéficié d'une mise à jour depuis la publication du précédent rapport [2] : il s'agit des données relatives à la structure de la population française (nombre d'habitants par commune, nombre de personnes par classe d'âge...), à la création de nombreuses communes nouvelles par regroupement de communes dans le cadre de la réforme des collectivités territoriales⁽⁵⁾ (aboutissant à la réduction de plus de 1 500 du nombre des communes et modifiant de fait la répartition de la population entre les collectivités territoriales), aux habitudes de transport aérien des Français (volume et fréquence de vols commerciaux, destinations en France et dans le monde, nombre de vols par habitant) ainsi que des données relatives aux actes de diagnostic médical. De même, le chapitre relatif à l'estimation des expositions liées aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et à l'accident de Tchernobyl a fait l'objet d'une refonte partielle et d'une mise à jour des mesures disponibles dans l'environnement pour réévaluer les doses efficaces.

(4) Valeurs telles que 95 % des valeurs sont en dessous (95^e centile) ou 5 % sont en dessous (5^e centile).

(5) <https://www.cohesion-territoires.gouv.fr/la-proposition-de-loi-communes-nouvelles-est-adoptee>

- Définition des populations exposées _

Concernant les sources d'exposition naturelles – cosmique, tellurique et radon – dont l'intensité dépend du lieu d'habitation, les doses ont été évaluées à l'échelle de la commune puis moyennées sur l'ensemble du territoire français pour obtenir la dose moyenne par habitant. La répartition de la population dans les différentes communes de France provient d'une base de données de l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee)⁽⁶⁾.

Pour l'exposition due au transport aérien, les habitudes de transport aérien des Français sont issues du bulletin statistique du trafic aérien commercial de 2018⁽⁷⁾ ainsi que de l'enquête nationale auprès des passagers aériens⁽⁸⁾ de la Direction générale de l'aviation civile (DGAC).

Les données sur les habitudes alimentaires et les modes de consommation sont issues des enquêtes alimentaires réalisées en France depuis 1991 : au niveau national, les enquêtes Insee, INCa1, INCa2 et INCa3⁽⁹⁾ ainsi que l'enquête Calipso⁽¹⁰⁾ consacrée spécifiquement à la consommation de produits de la mer, menée par l'Afssa et l'Inra de 2003 à 2006 et, au niveau local, les enquêtes réalisées par l'IRSN autour de certains sites nucléaires. Ces données ont permis d'estimer les quantités totales consommées de chacune des denrées et ainsi l'exposition par incorporation de radionucléides provenant de l'alimentation et des eaux de boisson [10-12]. Les données sur la consommation de tabac sont issues quant à elles du dernier baromètre santé de Santé publique France⁽¹¹⁾.

Enfin pour l'exposition médicale, la part de la population française ayant bénéficié d'actes diagnostiques ainsi que l'identification et la fréquence de ces actes sont issues des données de la Caisse primaire d'assurance maladie (CPAM) de 2017 [4] tandis que dans le précédent rapport [2], les données de la CPAM de 2012 avaient été utilisées.

3 2 EXPOSITIONS ASSOCIÉES AUX SOURCES NATURELLES DE RAYONNEMENTS IONISANTS

Les expositions aux rayonnements cosmiques et aux rayonnements telluriques, celle liée à l'incorporation de radionucléides naturels contenus dans les denrées et l'eau de boisson puis enfin, celle associée à la présence de radon dans l'habitat sont successivement abordées.

- Exposition aux rayonnements cosmiques _

L'espace est continuellement bombardé par des particules chargées de haute énergie (protons, particules alpha, électrons et ions lourds) constituant le rayonnement cosmique dit primaire. En pénétrant dans l'atmosphère terrestre, les particules primaires incidentes interagissent avec les constituants de l'air en donnant naissance à un ensemble complexe de particules secondaires (protons, neutrons...) et de photons. La population est exposée à ces particules à la surface de la terre, mais également lors des voyages aériens. Ces deux types d'exposition sont détaillés dans ce qui suit.

La surface de la Terre est donc exposée à ces rayonnements primaire et secondaire, à des niveaux différents en fonction de :

- l'altitude. L'atmosphère terrestre agit comme un écran sur les particules primaires de haute énergie ; plus l'altitude est élevée et moins le flux de particules primaires est atténué ;
- la latitude. Les particules chargées de basse énergie sont déviées par le champ magnétique terrestre, ce phénomène dépendant de la latitude. L'entrée des particules est ainsi facilitée au niveau des pôles, où les particules suivent les lignes de force du champ magnétique, par comparaison au niveau de l'équateur. À l'échelle de la France métropolitaine, l'effet de la latitude est secondaire et n'est pas pris en compte dans les évaluations qui suivent.

(6) <https://www.insee.fr/fr/information/3720946>

(7) https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/bulletin_stat_trafic_aerien_2018.pdf

(8) https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/ENPA_2015_2016.pdf

(9) <https://www.anses.fr/fr/content/les-etudes-inca>

(10) <https://www.anses.fr/fr/documents/PASER-Ra-Calipso.pdf>

(11) <https://www.santepubliquefrance.fr/etudes-et-enquetes/barometres-de-sante-publique-france/barometre-sante-2017>

L'exposition aux rayonnements cosmiques se caractérise donc par (cf. Annexe 1 pour le détail des calculs) :

- une intensité variable sur le territoire en fonction de l'altitude (Figure 1). Pour chaque commune de France métropolitaine, l'individu pour lequel la dose efficace est calculée est considéré comme celui vivant à côté de la mairie. L'altitude prise en compte dans les calculs pour chaque commune correspond ainsi à celle de la mairie ;
- une intensité variable en fonction des temps passés à l'intérieur de l'habitat et à l'extérieur et du facteur de protection apporté par l'habitat contre les rayonnements ;
- une dose efficace variant de 0,30 mSv/an à 1,1 mSv/an en fonction des communes ;
- une dose efficace moyenne par habitant de 0,31 mSv/an, 5 % de la population recevant une dose inférieure ou égale à 0,30 mSv/an et 95 % de la population recevant une dose inférieure à 0,35 mSv/an.

À l'échelle de certaines communes montagneuses, les doses dues aux rayonnements cosmiques ont diminué par rapport au bilan 2015, où la dose maximale communale était de 1,7 mSv (contre 1,1 mSv aujourd'hui). Cette diminution s'explique principalement par un regroupement administratif de certaines de ces communes montagneuses avec des communes de plus basse altitude. Toutefois, la dose moyenne par habitant sur l'ensemble du territoire de 0,31 mSv/an reste identique à celle évaluée en 2015.

S'agissant de l'exposition de la population liée au transport aérien, on distingue de manière conventionnelle les voyageurs dits « fréquents », c'est-à-dire effectuant plus de dix vols aller-retour par an selon une enquête DGAC [13], de la moyenne calculée pour l'ensemble de la population, c'est-à-dire en tenant compte des personnes prenant l'avion et de celles qui ne le prennent pas. Cette démarche nous amène à considérer (cf. Annexe 2 pour le détail des calculs) :

- une dose moyenne annuelle par habitant de 14 μ Sv (soit 0,014 mSv/an), pour une moyenne de 1 vol/an/habitant⁽¹²⁾ ;
- pour les voyageurs dits « fréquents », en fixant la fréquence à 10 vols aller-retour par an pour les besoins du calcul⁽¹³⁾, une dose de 280 μ Sv (soit 0,28 mSv/an) en moyenne annuelle.

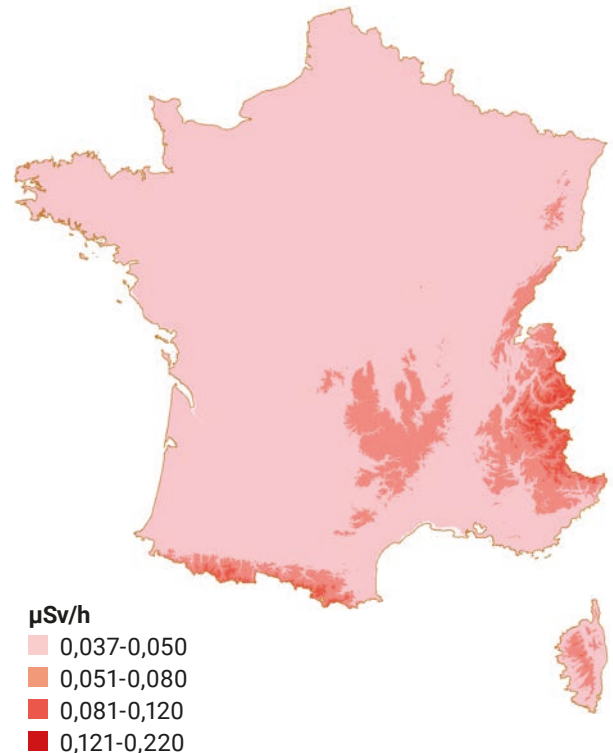


Figure 1. Intensité des rayonnements cosmiques exprimée en débit de dose (en microsievert par heure) à partir des données d'altitude (source IRSN [3]).

Les valeurs suivantes sont retenues pour évaluer l'exposition aux rayonnements cosmiques, valeurs cumulant l'exposition à terre et celle liée au transport aérien :

- une dose efficace moyenne par habitant de 0,32 mSv/an ;
- une dose efficace moyenne de 0,59 mSv/an pour le cas d'une personne effectuant 10 vols aller-retour par an.

(12) Valeurs estimées en rapportant le nombre de vols effectués par des passagers français à la population totale métropolitaine. En 2015, la dose estimée était de 7,6 μ Sv (soit 0,0076 mSv/an) pour une moyenne de 0,3 vol/an/habitant. Cette dernière valeur devait être comprise à l'époque comme le nombre de vols aller-retour, soit équivalent à 0,6 vol/an/habitant (contre 1 vol aujourd'hui par an et par habitant).

(13) En 2015, une dose moyenne de 550 μ Sv/an avait été calculée pour une gamme de 10 à 30 vols aller-retour. La dose présentée dans le présent rapport est calculée pour 10 vols aller-retour. Pour 30 vols aller-retour par an, la dose peut être estimée à 840 μ Sv.

Exposition aux rayonnements telluriques

La croûte terrestre contient des radionucléides dits « primordiaux », présents depuis la création de la Terre et de périodes radioactives suffisamment longues devant l'âge de celle-ci pour y subsister en quantité importante. Ces radionucléides sont principalement l'uranium-235 (^{235}U), l'uranium-238 (^{238}U) et le thorium-232 (^{232}Th) qui, en se désintégrant, donnent naissance à d'autres radionucléides naturels. Outre ces trois familles naturelles radioactives, existent d'autres radionucléides dont la désintégration conduit à des éléments stables : les plus importants d'entre eux sont le potassium-40 (^{40}K) et le rubidium-87 (^{87}Rb). L'ensemble de ces radionucléides sont, en se désintégrant, à l'origine d'une irradiation externe depuis le sol terrestre. Cette irradiation représente l'exposition aux rayonnements telluriques.

Puisque l'intensité du rayonnement d'origine tellurique est liée en grande partie à la teneur en uranium (et ses descendants) dans les sols, la méthode de calcul de ce rayonnement à l'échelle du territoire s'appuie sur le classement des formations géologiques en fonction de leurs teneurs en uranium et sur le croisement de celles-ci avec les résultats dosimétriques du suivi radiologique des dentistes et vétérinaires⁽¹⁴⁾. Un traitement géostatistique permet de fournir une cartographie à l'échelle du territoire des débits de dose gamma telluriques à l'intérieur de l'habitat. Le débit de dose à l'extérieur est ensuite évalué en se basant sur une relation simplifiée avec le débit de dose à l'intérieur (cf. Annexe 3 pour le détail de la méthode et des calculs).

Ainsi, l'exposition aux rayonnements d'origine tellurique⁽¹⁵⁾ se caractérise par :

- des débits de dose variables sur le territoire en fonction de la nature des sols et selon que l'on se trouve à l'intérieur ou à l'extérieur de bâtiments (les bâtiments en dur protègent en partie des rayonnements issus du sol alentour) ;
- une dose efficace variant de 0,30 mSv/an à 2,0 mSv/an en fonction des communes ;
- une dose efficace moyenne par habitant évaluée à 0,63 mSv/an ; 5 % et 95 % de la population recevant une dose inférieure respectivement à 0,36 mSv/an et 1,1 mSv/an.

Les valeurs suivantes sont retenues pour évaluer l'exposition aux rayonnements telluriques :

- une dose efficace moyenne pour la population générale : 0,63 mSv/an ;
- une gamme typique de variation : 0,36 mSv/an à 1,1 mSv/an.

(14) La base de données est constituée de mesures du débit de dose de rayonnement gamma, enregistrées par des dosimètres témoins radio photo luminescents (RPL), sur 17 404 sites répartis sur le territoire et géolocalisés précisément. Le choix de cibler les établissements dentaires et vétérinaires s'explique par la bonne couverture du territoire français et la confiance accordée aux mesures.

(15) Les doses calculées en 2020, aux règles d'arrondi près, n'ont pas évolué depuis 2015.

Exposition liée à l'incorporation de radionucléides d'origine naturelle

Introduction

Les denrées alimentaires, les feuilles de tabac et les eaux de boisson contiennent naturellement des radionucléides qui trouvent leur origine dans les roches et les sols depuis la formation de la terre (radionucléides telluriques primordiaux), ou qui sont produits en permanence dans les hautes couches de l'atmosphère sous l'effet du rayonnement cosmique (radionucléides cosmogéniques).

Les radionucléides telluriques (cf. chapitre précédent), entrent dans la chaîne alimentaire terrestre en étant absorbés par les racines des végétaux ou par remise en suspension et dépôt sur les feuilles de particules de sols. Les principaux radionucléides cosmogéniques que sont le carbone-14 (^{14}C), le béryllium-7 (^7Be), le sodium-22 (^{22}Na) et le tritium (^3H), sont transférés principalement par voie aérienne aux feuilles des végétaux. Certains descendants des chaînes de l'uranium et du thorium (U-Th) sont également transférés par voie foliaire. En effet, chacune des trois chaînes de désintégration donne naissance à un gaz radioactif, le radon, qui s'échappe du sol dans l'air et s'y désintègre en donnant naissance à des radionucléides qui se fixent sur des particules atmosphériques et se déposent sur les plantes.

En milieu marin, les radionucléides naturels proviennent du drainage des sols continentaux, du dégazage du radon dans l'eau, ainsi que du dépôt atmosphérique à la surface de l'eau des radionucléides cosmogéniques et des descendants du radon émis sur les terres. En milieu aquatique continental, ils proviennent essentiellement du drainage des sols.

Les deux principales composantes de l'exposition de la population liée à l'incorporation de radionucléides naturels par l'alimentation en France sont celles correspondant au potassium-40 et aux descendants des chaînes U-Th.

Pour les mêmes raisons que celles exposées ci-dessus, les feuilles de tabac contiennent des radionucléides naturels. La combustion du tabac libérant ces derniers, ils sont inhalés par le fumeur. Le tabagisme constitue donc une voie additionnelle d'exposition.

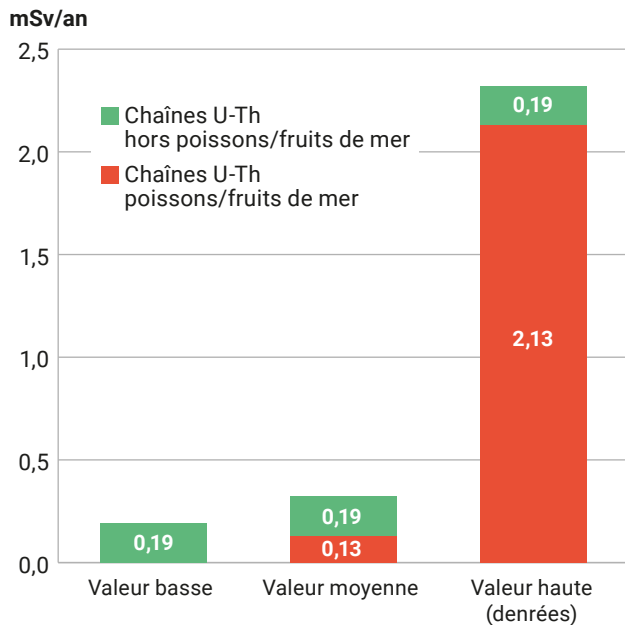
Estimation dosimétrique

L'exposition associée à l'incorporation par ingestion (denrées et eaux de boisson) ou inhalation de radionucléides (tabagisme) se caractérise par les éléments suivants (cf. Annexe 4 pour le détail des calculs) :

- la dose efficace moyenne liée à l'ensemble des radionucléides cosmogéniques et au rubidium-87 est de l'ordre de 0,02 mSv/an dont la moitié est due au seul ^{14}C ;
- la dose efficace moyenne liée au ^{40}K , dont la teneur dans l'organisme (kaliémie) est régulée, est de l'ordre de 0,18 mSv/an ;
- la dose efficace moyenne liée aux descendants des chaînes U-Th dans les denrées alimentaires est de 0,32 mSv/an, valeur correspondant à une consommation moyenne de 25 kg de poissons par an et d'environ 10 kg de crustacés par an. Sa variabilité est principalement due à la consommation de poissons/fruits de mer et les gammes typiques de variation sont présentées sur la Figure 2, avec une valeur basse de 0,19 mSv correspondant à une absence de consommation de fruits de mer tandis qu'une valeur haute de 2,32 mSv correspondant à une consommation de crustacés de plus de 40 kg par an peut être estimée chez les gros consommateurs de ces denrées.
- la dose efficace moyenne liée aux descendants des chaînes U-Th dans les eaux de boisson est estimée à 0,01 mSv/an. Une valeur haute de 0,30 mSv/an est retenue pour illustrer la variabilité de cette exposition, valeur seuil préconisée par la Direction générale de la santé pour rechercher des solutions de réduction de cette exposition [14] ;
- la dose efficace moyenne liée à la consommation de tabac est évaluée à environ 0,02 mSv/an⁽¹⁶⁾, avec une variation entre 0 mSv/an (non-fumeur) à 0,3 mSv/an (gros fumeur avec une consommation d'une trentaine de cigarettes par jour).

La Figure 3 présente une synthèse des doses dues à l'incorporation de radionucléides naturels via l'alimentation (denrées et eaux de boisson) et la consommation de tabac en France pour les différents scénarios considérés dans la présente étude. Il est important de noter que la contribution du polonium-210 représente de 60 % (cas de la valeur basse) à plus de 90 % de la dose totale (cas du gros consommateur de coquillage et de crustacés). Les autres radionucléides contributeurs sont le plomb-210, suivis des radium-226 et radium-228. Les autres radionucléides, notamment l'uranium et le thorium ont une contribution négligeable.

(16) En première approche, pour les besoins de ce bilan, la consommation de cigarettes n'étant bien évidemment pas uniforme pour l'ensemble de la population. Pour information, en 2017, 27 % des Français fumaient (tous âges et sexes confondus) et la tranche d'âge 26-34 ans était celle pour laquelle la consommation était la plus importante.



Bilan de l'exposition liée à l'incorporation de radionucléides naturels

La valeur moyenne de l'exposition liée à l'incorporation de radionucléides naturels est estimée à 0,55 mSv/an.

En fonction des habitudes de consommation de chacun, en particulier des poissons/fruits de mer et du tabac, cette exposition peut fortement varier, de 0,4 mSv/an pour les personnes ne consommant pas ces produits, à plus de 3,1 mSv/an pour celles en consommant de façon importante.

Figure 2. Synthèse des doses (exprimées en mSv/an) dues à l'incorporation des descendants des chaînes U-Th dans les denrées alimentaires pour trois scénarios de consommation de poissons/fruits de mer.

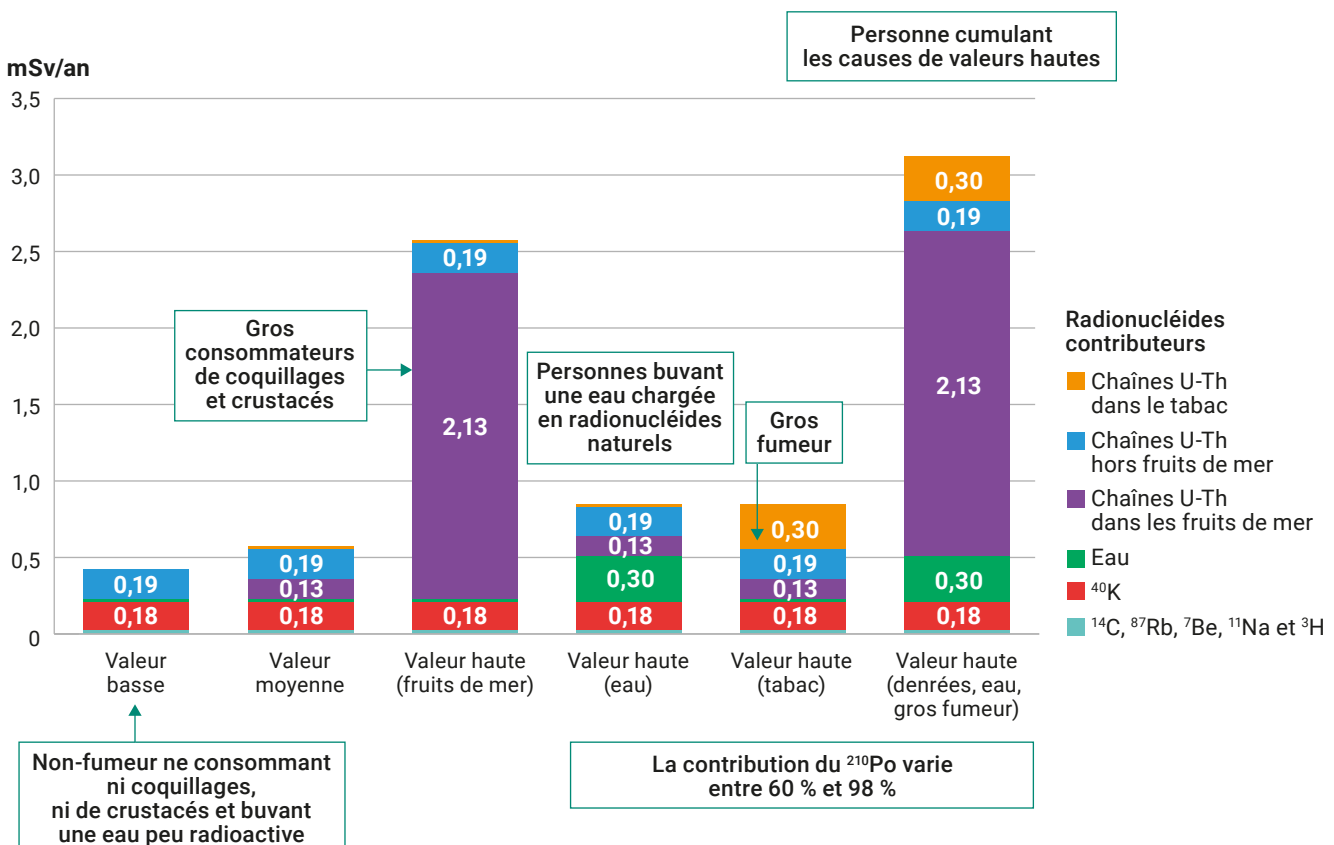


Figure 3. Synthèse des doses (exprimées en mSv/an) dues à l'incorporation par un adulte de radionucléides naturels.

Exposition au radon

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle. Il est issu de la désintégration des chaînes de l'uranium et du thorium présents dans la croûte terrestre. Il émane du sol (et dans une moindre mesure des matériaux de construction et de l'eau) et se dilue dans l'air que l'on respire. La concentration en radon dans l'air varie ainsi selon la teneur en uranium naturel du sous-sol et est plus importante pour des sous-sols granitiques et pour certains sous-sols volcaniques. L'exposition de l'homme à l'air libre varie donc d'un lieu à un autre mais elle reste marginale (environ 60 fois plus faible) par rapport à l'exposition à l'intérieur des bâtiments car :

- le radon se concentre dans les bâtiments clos, après avoir migré à travers les parties directement en contact avec le sol (cave, vide sanitaire...) dont les caractéristiques influent également sur la variabilité de l'exposition ;
- la plupart des personnes (public et travailleurs) passent l'essentiel de leur temps à l'intérieur (habitat, lieu de travail, bâtiments recevant du public).

L'exposition au radon de la présente étude concerne l'exposition sur la commune d'habitation et se caractérise par (cf. Annexe 5 pour le détail des calculs) :

- une activité volumique du radon variable sur le territoire, comme illustré sur la Figure 4 ci-contre. Cette figure présente une estimation des activités volumiques du radon dans les bâtiments, réalisée à partir d'une modélisation géostatistique utilisant des résultats de mesures de la concentration en radon dans l'air intérieur des bâtiments et la cartographie du potentiel radon des formations géologiques⁽¹⁷⁾ ;
- une dose efficace variant en fonction des communes de 0,31 mSv/an à 19 mSv/an ;
- une dose efficace moyenne par habitant, évaluée à 1,45 mSv/an ;
- 5 % et 95 % de la population recevant une dose inférieure respectivement à 0,54 mSv et 3,2 mSv/an.

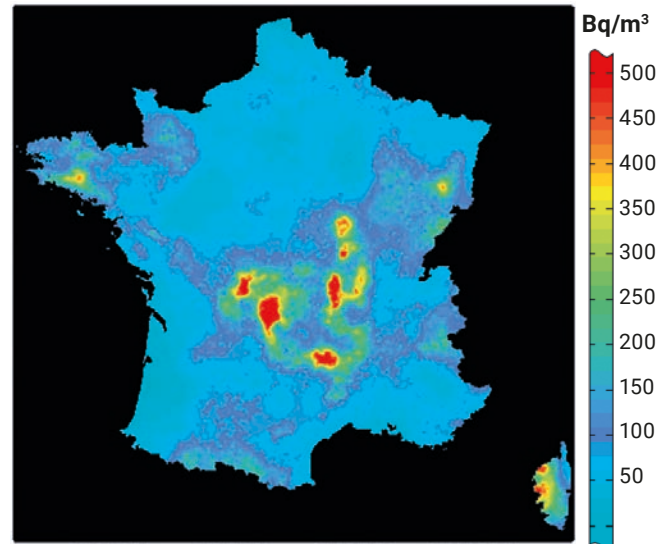


Figure 4. Estimation de l'activité volumique du radon à l'intérieur de l'habitat (source IRSN [3]).

Bilan de l'exposition au radon

Les valeurs suivantes sont retenues pour évaluer l'exposition au radon :

- une dose efficace moyenne par habitant de 1,45 mSv/an,
- une gamme de variation de 0,54 mSv/an à 3,2 mSv/an.

À noter que pour certaines communes, des expositions importantes, supérieures à la dizaine de millisieverts par an sont estimées⁽¹⁸⁾.

(17) <https://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/expertises-radioactivite-naturelle/radon/Pages/4-cartographie-potentiel-radon-formations-geologiques.aspx#.Xr5wYYgzY2w>

(18) Pour en savoir plus sur le potentiel radon de sa commune, se référer au site Internet de l'IRSN <https://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/expertises-radioactivite-naturelle/radon/Pages/5-cartographie-potentiel-radon-commune.aspx#.XyK2VygZ2w>

IMPLICATION DE L'ÉVOLUTION POSSIBLE DU COEFFICIENT DE DOSE RADON POUR LE CALCUL DE L'EXPOSITION DOMESTIQUE

L'exposition au radon s'évalue en Bq/m³/h à partir du temps passé, en heures, dans une atmosphère contaminée par une concentration du gaz mesurée en Bq/m³. Elle est convertie en dose efficace à l'aide d'un coefficient de dose exprimé en Sv/Bq/m³/h.

La CIPR a publié récemment ([8] publication 137, 2017) de nouveaux coefficients de dose pour le radon dans plusieurs situations d'exposition professionnelle, dont celle relative au travail sédentaire dans le bâti. Dans une déclaration faite en 2018, la CIPR indique que ce coefficient de dose pourrait être également utilisé pour le calcul des expositions du public dans l'habitat⁽¹⁹⁾. Il convient de noter que ce nouveau coefficient a une valeur qui est plus du double du coefficient de dose de la réglementation actuelle pour le public [7]. Dans l'objectif d'évaluer l'implication d'une éventuelle prise en compte de ce nouveau coefficient de dose dans la réglementation sur l'évaluation des doses liées à l'exposition au radon domestique, un calcul l'utilisant a été effectué.

Selon cette nouvelle évaluation la dose efficace en fonction des communes pourrait varier de 0,75 mSv/an à 47 mSv/an, la dose efficace moyenne pour l'ensemble du territoire serait évaluée à 3,5 mSv/an, 5 % de la population recevrait une dose inférieure à 1,3 mSv/an et 95 % inférieure à 7,8 mSv/an.

Il convient de rappeler que, dans le cas de la présente étude, le calcul d'une dose efficace appliqué au radon est réalisé dans l'objectif de pouvoir agréger sous un indicateur unique d'exposition globale de la population (la dose efficace annuelle), la contribution de diverses sources de rayonnements ionisants. Toutefois, conformément aux recommandations de la CIPR et aux directives de la Commission européenne, le risque lié au radon dans l'habitat est géré au moyen d'un niveau de référence, c'est-à-dire une concentration de radon dans l'air des bâtiments que les pouvoirs publics jugent souhaitable de ne pas dépasser et au-delà de laquelle des solutions de réduction devraient être mises en œuvre pour abaisser les concentrations mesurées⁽²⁰⁾. Le niveau de référence pour le radon dans l'habitat (et les lieux de travail) est de 300 Bq/m³.

(19) Elle réserve son appréciation finale sur ce point qui devrait être donnée lors de la prochaine mise à jour des coefficients de dose pour le public.

(20) https://www.irsn.fr/FR/expertise/publications-professionnels/Documents/IRSN_EnPratique_Limiter-Radon-Habitation.pdf

3 3

EXPOSITIONS ASSOCIÉES À LA PRÉSENCE DE RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS DANS L'ENVIRONNEMENT ET À DIVERSES SOURCES ARTIFICIELLES DE RAYONNEMENT

Exposition à la rémanence des retombées des essais nucléaires atmosphériques _

De 1945 à 1980 plus de 500 essais atmosphériques d'armes nucléaires ont été réalisés par les États-Unis, l'Union soviétique, la Grande-Bretagne, la Chine et la France. Ces essais ont libéré dans l'atmosphère de nombreux radionucléides qui se sont déposés à la surface des sols et dont une vingtaine était régulièrement mesurés dans l'environnement français et notamment dans les denrées. En 1963, au plus fort de ces retombées radioactives, la dose moyenne reçue par la population française a été estimée à 320 μSv (0,32 mSv) sur l'année, principalement par ingestion de denrées contaminées. La plupart des radionucléides de période radioactive courte issus de ces retombées ayant disparu, il ne subsiste que 9 radionucléides essentiellement. Le césium-137 (^{137}Cs), le strontium-90 (^{90}Sr), les isotopes du plutonium (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu et ^{241}Pu) et l'américium-241 (^{241}Am) sont principalement contenus dans les sols qui alimentent toutes les composantes de l'environnement : l'air par remise en suspension de poussières, les cours d'eau par drainage des sols et les denrées alimentaires principalement par absorption racinaire. Le carbone-14 (^{14}C) et le tritium (^3H) présents dans l'air s'intègrent lors de la photosynthèse à la matière organique (notamment les denrées) dont ils suivent le cycle ; constituant de la molécule d'eau, le tritium suit également le cycle de l'eau.

L'exposition actuelle de la population aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires est principalement liée à l'incorporation de strontium-90 et de carbone-14 par ingestion de denrées. La dose efficace due à l'incorporation de strontium-90 par un adulte est estimée, à 1,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Celle résultant de l'incorporation de carbone-14 hérité des essais nucléaires, ne représente que quelques pourcents de la dose due au carbone-14 d'origine naturelle (cf. paragraphe Exposition liée à l'incorporation de radionucléides d'origine naturelle) ; une valeur majorante de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ est retenue pour la présente étude. Les doses

liées à l'incorporation de tritium et d'actinides (isotopes du plutonium et américium-241) sont, au regard de celles liées au strontium-90 et carbone-14, insignifiantes pour le tritium et négligeable pour les actinides (inférieure à 0,07 $\mu\text{Sv}/\text{an}$). S'agissant de l'exposition liée au césium-137, il n'est plus possible aujourd'hui de distinguer la contribution des essais nucléaires de celle des retombées de l'accident de Tchernobyl. Les expositions au césium-137 rémanent de l'accident de Tchernobyl étant majoritaires dans l'ouest du pays et largement prédominantes dans l'est, elles sont présentées dans le chapitre suivant dédié aux retombées de cet accident.

Expositions à la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl _

Les masses d'air contaminées par l'accident de Tchernobyl ont affecté la France principalement entre le 1^{er} et le 5 mai 1986. En raison de concentrations dans l'air plus importantes dans l'est que dans l'ouest du pays et de pluies très variables survenues durant cette période, les dépôts radioactifs, notamment ceux d'iode-131 (^{131}I) et de césium-134 (^{134}Cs) et césium-137 (^{137}Cs), ont été plus importants et plus hétérogènes dans l'est de la France que dans le reste du pays. Ainsi, pour l'année 1986, la dose efficace reçue par les adultes habitant le tiers est du pays a été en moyenne de 750 μSv (soit 0,75 mSv) (mai-décembre 1986), alors qu'elle n'a pas atteint 100 μSv (soit 0,10 mSv) pour les habitants de l'ouest. L'essentiel (70 %) de cette dose reçue en 1986 a résulté de l'ingestion de denrées contaminées, le reste ayant résulté de l'exposition externe au rayonnement du césium présent dans les sols. En raison de la diminution rapide de la contamination en césium des denrées et de la disparition de l'iode-131 par décroissance radioactive, la dose par ingestion a fortement diminué dans les mois qui ont suivi les dépôts et la contribution de l'exposition externe au rayonnement émis par les césium-134 et césium-137 présents dans les sols est devenue prépondérante dès 1987. En 2006, cette dernière voie d'exposition représentait 85 % de la dose efficace totale. En raison de la décroissance radioactive du césium-134 cette exposition externe n'est désormais liée qu'au seul césium-137 et elle a diminué régulièrement au fil des années en raison principalement de la décroissance radioactive, de l'enfouissement progressif du césium dans les sols et de pertes résultant du drainage des sols (ruissellement vers les cours d'eau) (Figure 5).

Dose efficace annuelle en mSv/an

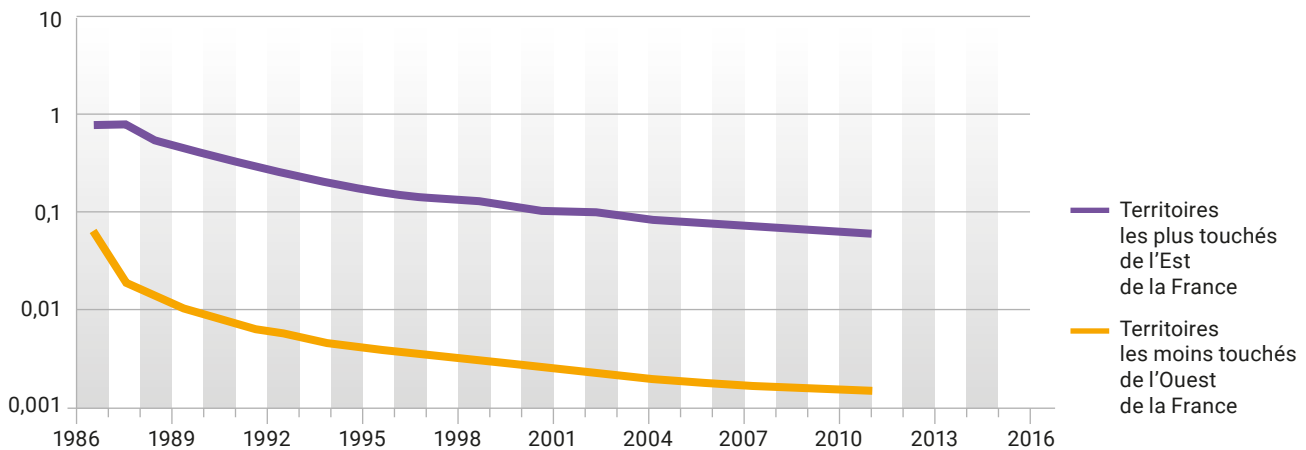


Figure 5. Évolution, de 1986 à 2010, des doses efficaces obtenues par modélisation liées aux retombées de l'accident de Tchernobyl, reçues par des personnes résidant dans les régions les plus touchées de l'est de la France et par celles résidant dans l'ouest du pays (source IRSN).

Comme indiqué précédemment, bien que l'on dispose de cartographies des activités de césium-137 déposées à l'issue des essais nucléaires d'une part et lors de l'accident de Tchernobyl d'autre part, il est difficile aujourd'hui de déterminer précisément les contributions respectives de ces deux origines aux expositions liées aux activités de césium-137 présentes dans les sols (notamment aux débits de doses mesurés) et dans les denrées. C'est pourquoi, les expositions liées au césium-137 provenant des deux origines sont estimées globalement ci-après.

Plus de 30 ans après l'accident de Tchernobyl et plus de 40 ans après la fin des essais atmosphériques d'armes nucléaires, certaines zones du territoire métropolitain témoignent encore de niveaux de radioactivité supérieurs à ceux observés sur le reste des sols français. Ce sont des zones éparses qui, à l'époque de ces divers événements, ont subi des conditions météorologiques locales (notamment la pluie) qui ont favorisé les dépôts de radioactivité et où, par ailleurs, les sols ont une forte propension à fixer le césium initialement déposé. C'est ce qu'on appelle les « zones de rémanence élevée » notées ZRE.

Différentes études, menées depuis le début des années 2000, ont permis d'identifier ces ZRE où la rémanence du césium-137 dans les sols, due aux retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, est la plus élevée. Celles-ci sont localisées dans les massifs montagneux (Vosges, Jura, Massif central, Pyrénées et Alpes, et dans une moindre mesure Monts d'Arrée) ainsi que dans la vallée du Rhône ; certaines de ces zones ont fait l'objet d'un constat radiologique spécifique en 2013-2014 [15].

Doses liées à l'incorporation de césium-137 par ingestion de denrées

À l'issue d'une analyse des teneurs en césium-137 mesurées entre 2008 et 2019 dans les différentes catégories de denrées⁽²¹⁾, les doses liées à l'incorporation de ce radionucléide par ingestion ont été estimées de manière très complète en prenant en compte la plupart des types de denrées⁽²²⁾ (Figure 6). La dose efficace totale par ingestion de césium-137 est ainsi estimée à 1 μ Sv/an (soit 0,001 mSv/an) pour des adultes résidant hors ZRE et à 4,0 μ Sv/an (soit 0,004 mSv/an) pour des adultes résidant en ZRE.

(21) Le « bruit de fond » radiologique des radionucléides artificiels dans l'environnement français ; rapport IRSN/PSE-ENV à paraître en 2021

(22) Les doses efficaces pour un adulte sont calculées suivant la même méthodologie que celle utilisée dans le bilan de l'état radiologique de l'environnement français 2015-2017 pour évaluer les expositions dues aux rejets des installations nucléaires [3], chapitre 8 annexes. Le régime alimentaire est un régime moyen pour la France entière à partir des données issues de l'enquête alimentaire INCa3.

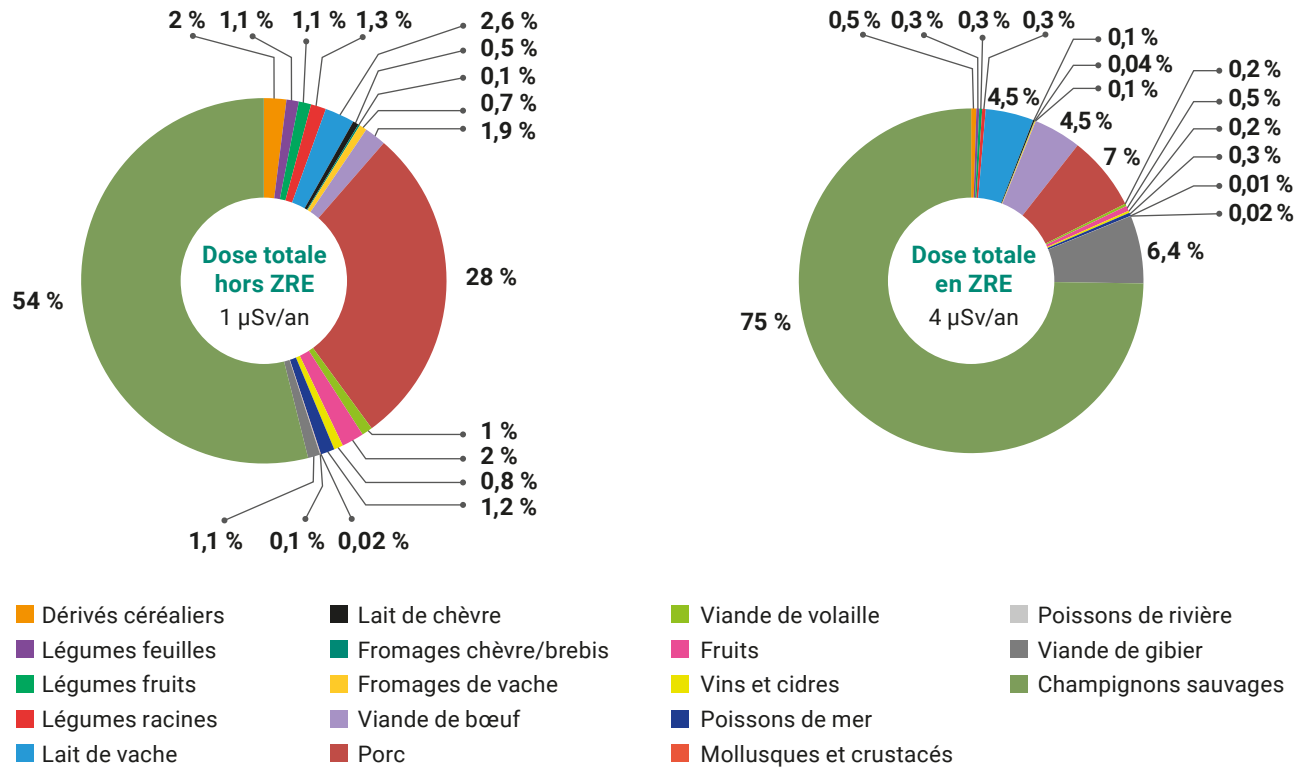


Figure 6. Doses efficaces totales pour des adultes liées à l'incorporation de césium-137 par ingestion de denrées produites en France en 2020 et contributions des différentes catégories de denrées en dehors des zones de rémanence élevée des retombées de l'accident de Tchernobyl et des essais nucléaires et dans ces zones de rémanence élevée.

Comme le montre la figure 6, les denrées naturelles comme les champignons et les gibiers présentent des concentrations en césium-137 très supérieures à celles des denrées issues de l'agriculture et de l'élevage et contribuent ainsi à plus de 50 % de la dose liée à l'incorporation de césium-137 par ingestion de denrées. Une forte consommation de ces denrées peut conduire à des doses nettement supérieures à celles présentées dans la Figure 6. Ainsi, une personne qui prendrait deux fois par mois un repas composé de 200 g de gibier et 100 g de champignons présentant les teneurs en césium-137 les plus élevées mesurées en France, recevrait une dose de 80 µSv/an (soit 0,08 mSv/an). Cette dose pourrait atteindre 500 µSv/an (soit 0,50 mSv/an) pour un très gros consommateur de ces denrées qui prendrait deux repas de ce type par semaine (cf. cas n° 10, paragraphe Variabilité de l'exposition).

Doses externes liées au rayonnement du césium-137 présent dans les sols

Ces doses efficaces externes annuelles peuvent être estimées à partir des mesures de débits d'équivalent de dose dus au césium-137 ou d'activités massiques de ce radionucléide dans les sols. La convergence entre ces deux types d'estimation de débit de dose (les débits d'équivalent de dose directement mesurés et ceux calculés à partir des activités massiques de ce radionucléide mesurées dans les sols) est satisfaisante⁽²³⁾. Les résultats de ces estimations de doses efficaces externes montrent qu'en dehors des ZRE, la population est exposée entre 3 et 6 µSv par an (soit entre 0,003 et 0,006 mSv par an). Pour la population résidant en ZRE, les doses efficaces externes dues au césium-137 sont estimées entre 10 et 40 µSv par an (soit entre 0,01 et 0,04 mSv par an)⁽²⁴⁾.

(23) Le « bruit de fond » radiologique des radionucléides artificiels dans l'environnement français ; rapport IRSN/PSE-ENV à paraître en 2021.

(24) Ces doses efficaces externes liées au rayonnement du césium sont en théorie déjà incluses dans le calcul de la dose efficace relative au rayonnement d'origine tellurique réalisé au paragraphe 3.2.2. Le choix est fait dans le présent rapport de sommer ces deux doses efficaces par soucis de simplification, ce qui conduit à surestimer faiblement, notamment dans les ZRE, l'exposition externe totale.

Exposition à la rémanence des retombées de l'accident de Fukushima

Bien que très éloignée de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi, la France métropolitaine a été affectée par des masses d'air faiblement contaminées du fait des rejets liés à l'accident survenu en mars 2011 sur cette installation. Un plan renforcé de surveillance de la radioactivité sur l'ensemble du territoire français a immédiatement été mis en œuvre par l'IRSN. Les mesures réalisées ont permis de mettre en évidence des activités d'iode-131, de césium-134 ainsi qu'une légère augmentation des niveaux de césium-137 préexistant, dans presque toutes les composantes de l'environnement français. Cette influence a cependant été très faible et très limitée dans le temps, principalement entre le 20 mars et fin avril 2011 [16]. Ces concentrations ont ensuite décliné : l'iode-131 n'était plus détectable dès le mois de mai, le césium-134 quelques mois plus tard et les activités de césium-137 sont revenues dans ce délai aux niveaux qu'elles avaient avant l'accident. Les doses efficaces maximales reçues par un adulte ont été estimées inférieures à 2 μSv (soit 0,002 mSv) pour l'année 2011 ; elles sont négligeables depuis.

Événements de contamination atmosphérique détectée en France sur la période 2015-2019

En dehors des accidents majeurs que sont les accidents de Tchernobyl et de Fukushima Daiichi, deux incidents d'amplitude bien moindre ont eu lieu ces dernières années et ont pu être détectés, notamment par les moyens de contrôles de l'IRSN. Des traces d'iode radioactif particulaire⁽²⁵⁾ (iode-131) ont été détectées dans l'atmosphère d'une douzaine de pays européens entre la mi-janvier et la fin-février 2017. Au total, une quarantaine de détections ont été signalées sur une période de huit semaines par vingt stations de surveillance réparties sur le territoire européen. Les concentrations de ce produit de fission nucléaire sont restées très faibles ; entre 0,1 et 10 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

Entre fin septembre et début octobre 2017, environ 250 stations de surveillance effectuant la collecte des aérosols et réparties majoritairement en Europe, ont signalé la détection de ruthénium-106 dans l'atmosphère. Ce radionucléide d'origine artificielle n'avait jamais été observé à l'échelle continentale depuis l'accident de Tchernobyl. En France, 9 des 45 stations de collectes d'aérosols du réseau OPERA-Air de l'IRSN ont

enregistré des niveaux d'activité volumique en ruthénium-106 compris entre 0,17 et 46 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ [3].

Ces très faibles niveaux d'activité volumique n'ont conduit à aucun impact sanitaire significatif que ce soit pour l'iode-131 ou le ruthénium-106. Compte tenu des activités mesurées, ces événements ne sont pas pris en compte dans le présent bilan [3].

La dose efficace retenue pour l'exposition aux retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl est de 46 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (soit 0,046 mSv/an) pour les personnes résidant sur des zones de rémanence élevée de ces retombées et de 9,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (soit 0,0093 mSv/an) pour celles résidant sur le reste du territoire, soit une dose moyenne par habitant de 12 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (0,0116 mSv/an)⁽²⁶⁾ à l'échelle de l'ensemble du territoire (cf. Annexe 6 pour le détail des calculs).

Expositions dues aux installations nucléaires et à des sources artificielles de rayonnement

Les installations nucléaires en France comprennent divers types d'installations civiles (installations nucléaires de base – INB) et de défense (installations nucléaires de base secrètes – INBS) : on distingue les centrales électronucléaires d'EDF, les installations de l'industrie du cycle du combustible nucléaire, les centres de recherche du CEA, les centres de stockage de déchets radioactifs de l'ANDRA et les bases navales nucléaires.

Il existe également en France d'autres installations mettant en œuvre des radionucléides appartenant à la catégorie dite du nucléaire de proximité qui regroupe certains domaines de la médecine (radiologie, radiothérapie, médecine nucléaire...), de la recherche (universités et organisme de recherche), de l'industrie (production de substances radiopharmaceutiques, gammagraphie...), mais aussi certaines applications vétérinaires, médico-légales ou destinées à la conservation des denrées alimentaires. Ces différentes sources d'exposition ne sont pas prises en compte dans la présente étude. Néanmoins, pour les plus importantes d'entre elles, à savoir les services de médecine nucléaire et les sites de

(25) Adsorbé sur des aérosols ou présent sous forme de nanoparticules.

(26) En 2015, une dose nominale de 0,01 mSv/an avait été attribuée aux retombées atmosphériques (Tchernobyl et essais atmosphériques d'armes nucléaires).

production de substances radiopharmaceutiques, l'IRSN a engagé des travaux visant à mieux appréhender leur impact sur la population.

La quasi-totalité des installations nucléaires sont amenées, dans le cadre de leur fonctionnement normal, à rejeter des substances radioactives dans l'environnement, dans leurs effluents liquides ou atmosphériques. Ces rejets font l'objet d'une autorisation de la part des pouvoirs publics, laquelle prescrit en particulier les limites de rejets à ne pas dépasser. Pour chaque installation, ces limites sont par ailleurs fixées en vérifiant, d'une part que les dispositions techniques et organisationnelles ont été prévues dans l'installation pour minimiser les quantités rejetées, d'autre part que l'impact dosimétrique de ces rejets sur les personnes du public les plus exposées au voisinage de l'installation reste très faible (au regard de la limite de dose efficace réglementaire de 1 mSv/an), en tenant compte de l'ensemble des voies d'exposition possibles (inhalation, ingestion, irradiation liée aux dépôts et au panache).

Les estimations faites sur la base des mesures effectuées dans l'environnement⁽²⁷⁾ montrent que les expositions qui résultent du fonctionnement normal de ces installations sont de l'ordre de 1 µSv/an (soit 0,001 mSv/an) ; elles pourraient cependant atteindre plusieurs microsieverts par an pour des personnes résidant dans l'environnement de certains sites de l'industrie nucléaire [3]. Les mesures montrent également que l'influence des rejets des sites de l'industrie nucléaire est décelable dans l'air et dans l'environnement terrestre dans un rayon allant de quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres. Dans les cours d'eau qui reçoivent les effluents liquides des installations, cette influence reste mesurable loin en aval des points de rejets, notamment pour le tritium.

S'agissant de l'exposition liée à la présence d'une installation nucléaire en fonctionnement normal, pour les personnes résidant dans un rayon de 10 km autour du site, une dose de 1 à 10 µSv/an (soit 0,001 à 0,01 mSv/an) est retenue suivant le site ; ramenée à la population de l'ensemble du territoire la dose moyenne par habitant résultant de ces activités industrielles est de 0,11 µSv/an⁽²⁸⁾ (soit 0,00011 mSv/an) (cf. Annexe 6 pour le détail des calculs).

Bilan des expositions associées à la présence de radionucléides artificiels dans l'environnement et à diverses sources artificielles de rayonnement

Les doses efficaces retenues pour l'exposition de la population à la rémanence des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sont de 46 µSv/an (soit 0,046 mSv/an) pour les personnes résidant dans les zones du territoire présentant des activités les plus élevées de ¹³⁷Cs et de 9,3 µSv/an (soit 0,0093 mSv/an) pour les personnes résidant sur le reste du territoire, soit une dose moyenne par habitant de 12 µSv/an (0,0116 mSv/an) à l'échelle de l'ensemble du territoire.

Pour les personnes résidant dans un rayon de 10 km autour d'un site nucléaire, une dose de 1 à 10 µSv/an (soit 0,001 à 0,01 mSv/an) est retenue suivant le site ; ramenée à la population de l'ensemble du territoire la dose moyenne par habitant résultant de ces activités industrielles est de 0,11 µSv/an (0,00011 mSv/an).

L'ensemble des expositions dues à des sources industrielles et militaires a été arrondi à une dose moyenne par habitant de 12 µSv/an (0,012 mSv/an).

- Exposition « médicale » des patients _

En 2017, 45 % de la population a été exposée aux rayonnements ionisants dans un contexte de diagnostic médical conduisant à des expositions externes (radiographie conventionnelle, mammographie, scanographie, radiologie interventionnelle à visée diagnostique spécifique) ou internes (imagerie après administration de radionucléides). Les ordres de grandeur des doses reçues lors de ces examens apparaissent sur la Figure 7 : la dose reçue peut varier d'environ 0,1 mSv pour une radio pulmonaire à 15 mSv pour un scanner abdomino-pelvien ou un TEP-scanner⁽²⁹⁾, pour

(27) Pour en savoir plus sur les mesures effectuées dans le cadre de la surveillance de l'environnement (objectifs, acteurs, cadre réglementaire, dispositif et stratégie de surveillance) se référer au chapitre 1 du Bilan radiologique 2015-2017 [3].

(28) En 2015, une dose nominale de 0,01 mSv/an avait été attribuée aux conséquences des rejets autorisés des installations nucléaires.

(29) TEP : Tomographie par émission de positons.

ce qui concerne les examens les plus courants⁽³⁰⁾. De plus, pour un même examen, il existe une grande disparité des doses reçues selon la pratique médicale, la qualité des appareils, la morphologie des patients...

L'exposition de la population française due aux actes d'imagerie médicale diagnostique a été récemment réévaluée par l'IRSN en se basant sur les données de l'année 2017 [4]. Lorsque la dose efficace totale calculée pour l'année 2017 est rapportée au nombre de patients (les patients sont les individus réellement exposés de la population), la dose efficace individuelle moyenne est d'environ 3,4 mSv. La distribution de la dose est extrêmement hétérogène : la moitié des patients reçoit une dose inférieure ou égale à 0,1 mSv, 75 % reçoit moins de 1,5 mSv, tandis que les 5 % des patients les plus exposés reçoivent une dose supérieure à 18 mSv, pouvant atteindre plusieurs centaines de mSv pour un très faible nombre d'entre eux.

Le nombre d'actes diagnostiques réalisés en France est estimé à environ 85 millions, soit en moyenne environ 1 200 actes pour 1 000 habitants. La radiologie conventionnelle, la radiologie

dentaire et la scanographie représentent respectivement 55 %, 29,5 % et 13 % des actes. La médecine nucléaire et la radiologie interventionnelle à visée diagnostique représentent quant à elles 2 % et 0,5 % des actes, respectivement.

Bilan de l'exposition « médicale »

Rapportés à la population totale, les actes d'imagerie médicale diagnostique conduisent à une dose efficace moyenne par habitant de l'ordre de 1,5 mSv/an, similaire à celle évaluée en 2015⁽³¹⁾. Cette estimation tient compte du fait que pour un grand nombre de français n'ayant bénéficié d'aucun acte diagnostique, la dose reçue est nulle.

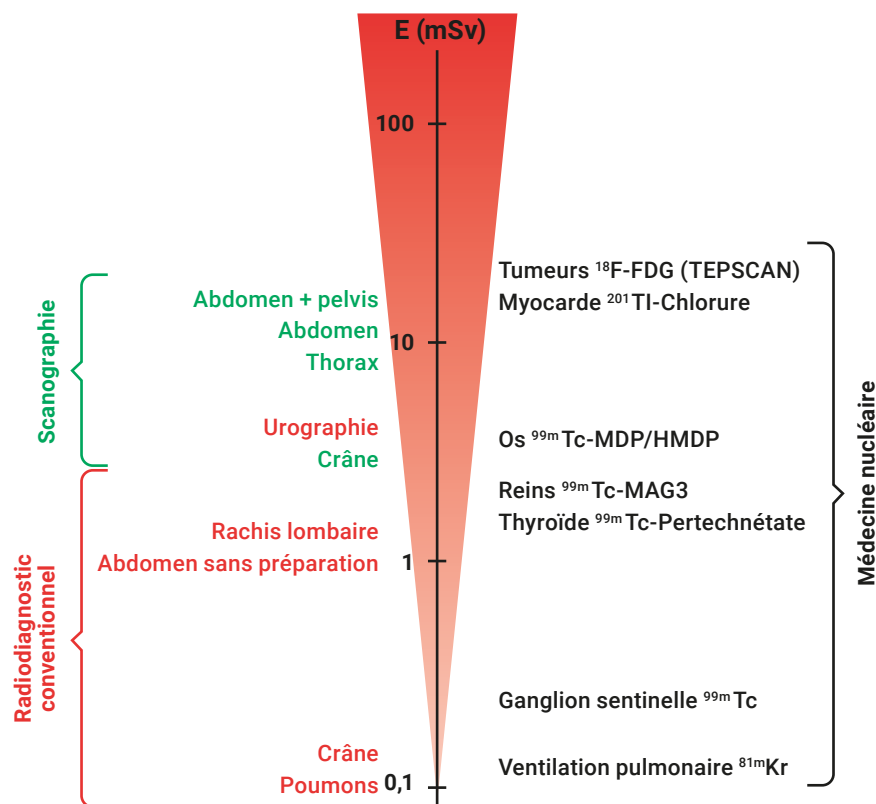


Figure 7. Quelques ordres de grandeur des doses efficaces reçues lors d'examens diagnostiques.

(30) Pour plus de précisions sur l'exposition médicale lors d'examens diagnostiques, se référer au rapport IRSN/2020-00564 [4].

(31) Pour plus de précisions sur la méthodologie employée pour obtenir ces résultats, se référer au rapport IRSN/2020-00564 [4].

3 4 BILAN DE L'EXPOSITION DE LA POPULATION FRANÇAISE

Exposition moyenne

La dose efficace reçue en moyenne par la population en France du fait de l'ensemble des expositions estimées dans les chapitres précédents s'élève à 4,5 mSv (en utilisant le coefficient de dose réglementaire pour le radon à la date de publication du présent rapport).

Les contributions des différentes sources d'exposition sont synthétisées sur la Figure 8a. L'exposition médicale (34 %) et l'exposition au radon (33 %) constituent les contributions principales. Viennent ensuite l'exposition aux rayonnements telluriques (14 %), l'exposition liée à l'incorporation de radionucléides (12 %), l'exposition aux rayonnements cosmiques (7 %), enfin celle due à l'usage industriel et militaire de la radioactivité (< 1 %) essentiellement liée aux anciennes retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl.

Cette dose moyenne et sa répartition par sources d'exposition est stable par rapport à la précédente évaluation de 2015 [2]. Dans l'hypothèse où la réglementation française adopterait le nouveau coefficient de dose recommandé par la CIPR pour le radon, alors la contribution de cette source d'exposition augmenterait « mécaniquement » ainsi que la dose totale qui s'élèverait à 6,5 mSv en moyenne. Selon cette hypothèse (Figure 8b), c'est l'exposition au radon (54 %) qui constituerait

la contribution principale à la dose efficace. Viendraient ensuite l'exposition médicale (23 %), l'exposition aux rayonnements telluriques (10 %), l'exposition liée à l'incorporation de radionucléides (8 %), l'exposition aux rayonnements cosmiques (5 %), enfin celle due à l'usage industriel et militaire de la radioactivité (< 1 %).

Variabilité de l'exposition

Les disparités entre les doses efficaces reçues par les Français sont principalement liées :

- à la fréquence des voyages en avion (rayonnements cosmiques) ;
- aux lieux d'habitation (rayonnements telluriques et radon) ;
- aux habitudes alimentaires et à la consommation de tabac (incorporation d'éléments radioactifs naturels) ;
- aux habitudes alimentaires dans les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl (retombées de particules radioactives atmosphériques) ;
- à la fréquence et à la nature d'actes médicaux diagnostiques.

Afin d'illustrer les gammes de doses efficaces susceptibles d'être reçues par le public en fonction de ces situations d'exposition, quelques exemples ou cas types sont développés ci-après en présentant tout d'abord la situation de moindre exposition puis celles conduisant à des doses plus élevées. Pour chaque exemple, une estimation de l'influence de l'utilisation du coefficient de dose pour le radon (réglementaire (a) et recommandé par la CIPR (b)) est présentée.

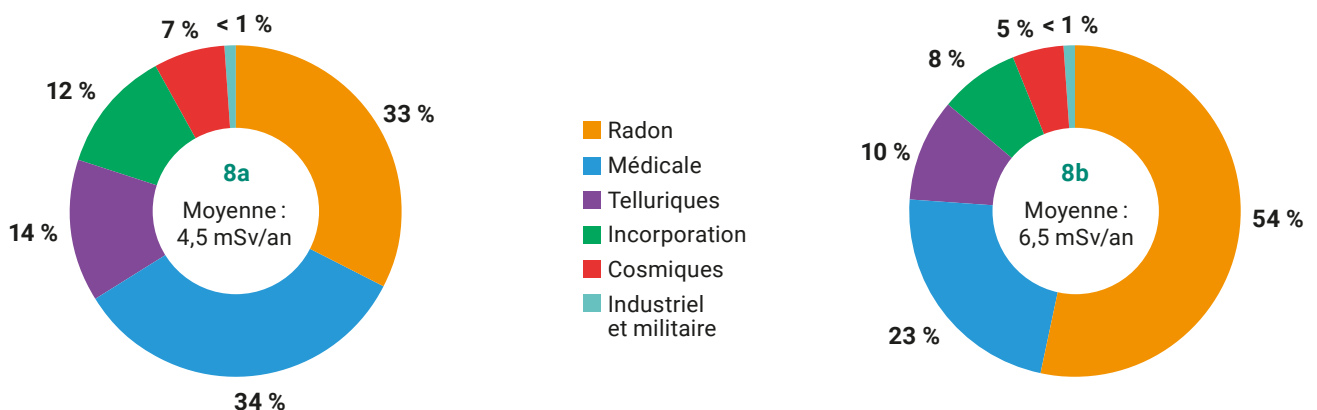


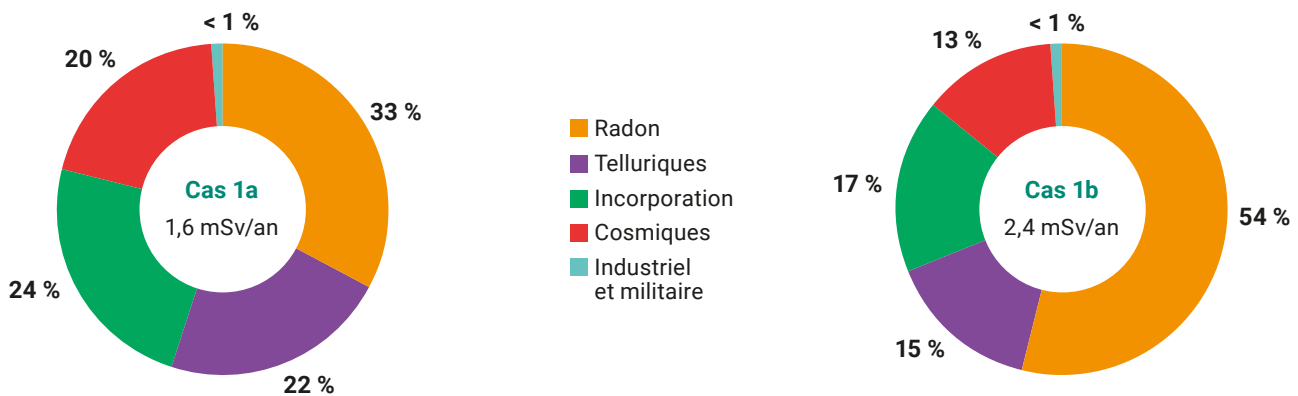
Figure 8. Bilan de l'exposition moyenne de la population française.

8a. Bilan IRSN 2020 avec prise en compte du coefficient de dose radon réglementaire (arrêté du 1^{er} sept. 2003).

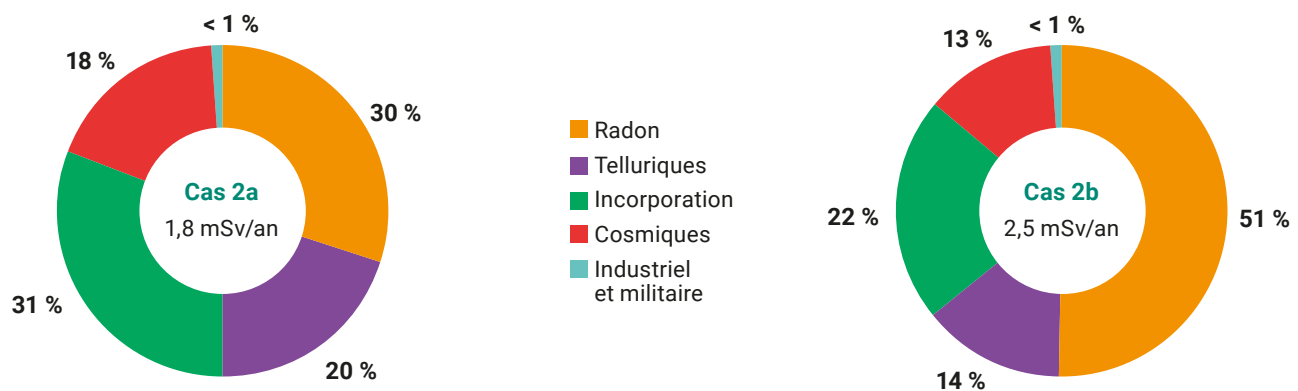
8b. Bilan IRSN 2020 avec prise en compte du coefficient de dose radon CIPR137 (2017).

S'agissant plus particulièrement de l'exposition médicale, le 95^e percentile de l'exposition de la population est inférieur à 20 mSv/an. Les cas correspondant à des doses plus élevées constituent donc une très faible partie de la population générale et ne sont pas pris en compte dans la présentation des cas types ci-dessous. En tout état de cause, il est admis que le bénéfice sur la santé tiré des actes médicaux de diagnostic justifie l'acceptation d'un risque (très faible) lié à la dose reçue pour réaliser ces actes. Pour illustrer la variabilité de cette source d'exposition, c'est une dose de 15 mSv associée à un scanner abdomino-pelvien (acte de scanographie à la fois le plus fréquent et le plus exposant), qui est retenue.

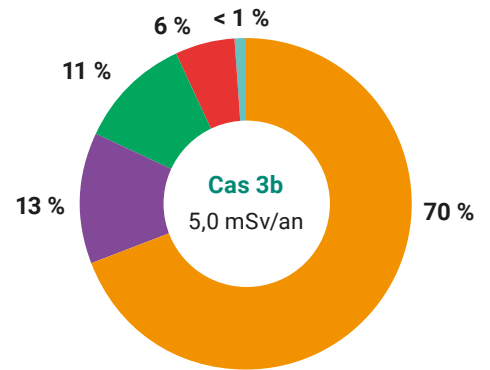
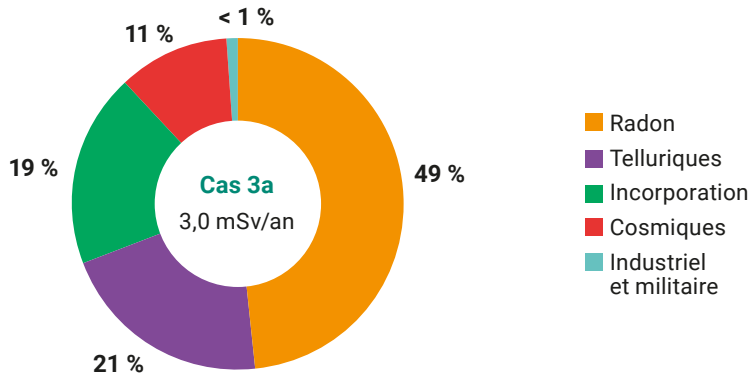
La variabilité des doses liées aux rayonnements cosmiques hors voyage en avion, globalement comprises entre 0,30 mSv/an et 0,35 mSv/an, est considérée comme peu significative en valeur absolue par rapport à celle des autres sources d'exposition abordées dans ce rapport, et n'est pas prise en compte dans la présentation des cas types ci-dessous.



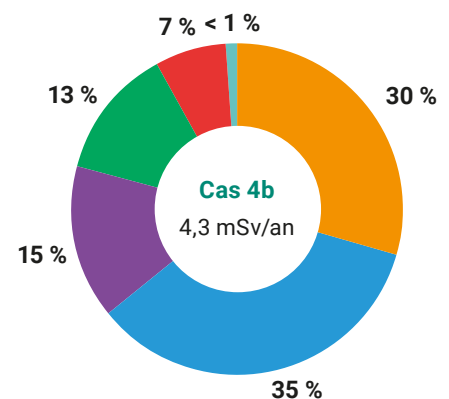
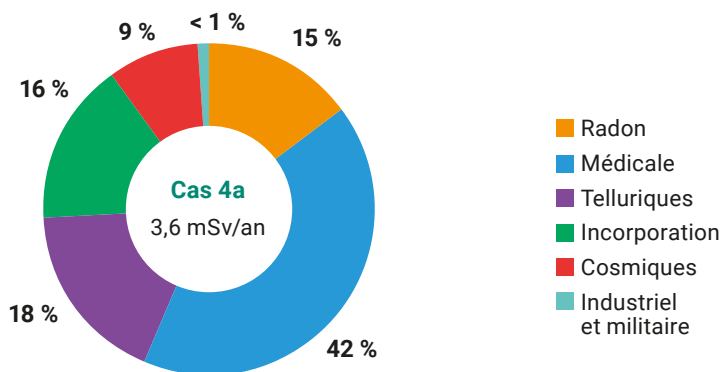
Cas n° 1. Individu n'ayant bénéficié d'aucun examen médical, vivant dans une commune à faible concentration en radon et à faible niveau de rayonnements telluriques, et consommant peu de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels.



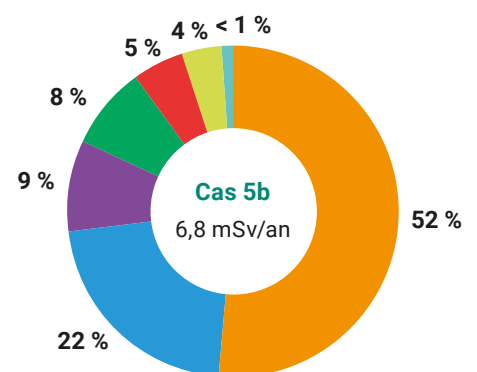
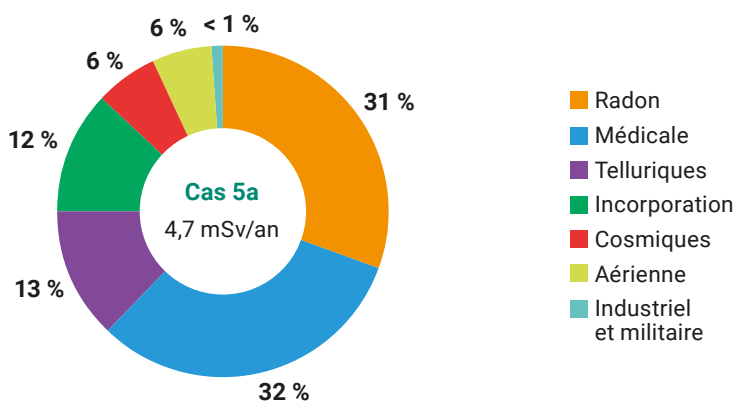
Cas n° 2. Individu n'ayant bénéficié d'aucun examen médical, vivant dans une commune à faible concentration en radon et à faible niveau de rayonnements telluriques, et ayant une consommation moyenne de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels.



Cas n° 3. Individu n'ayant bénéficié d'aucun examen médical, vivant dans une commune à concentration moyenne en radon et à niveau moyen de rayonnements telluriques, et ayant une consommation moyenne de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels.



Cas n° 4. Individu ayant une exposition médicale moyenne, vivant dans une commune à faible concentration en radon et niveau moyen de rayonnements telluriques, et ayant une consommation moyenne de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels.



Cas n° 5. Individu ayant une exposition médicale moyenne, vivant dans une commune à concentration moyenne en radon et à niveau moyen de rayonnements telluriques, ayant une consommation moyenne de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels et voyageant fréquemment en avion.

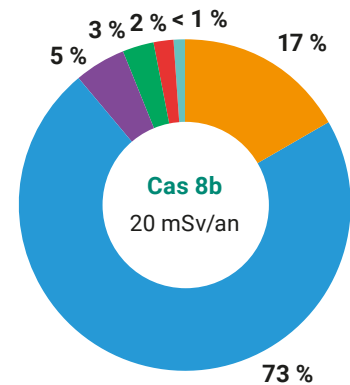
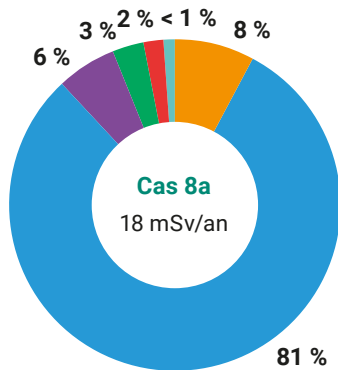


Cas n° 6. Individu ayant une exposition médicale moyenne, vivant dans une commune à forte concentration en radon et à niveau moyen de rayonnements telluriques, et ayant une consommation moyenne de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels.

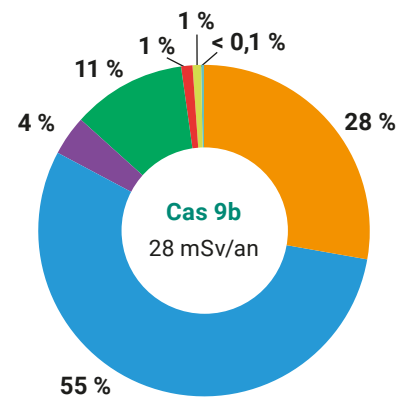
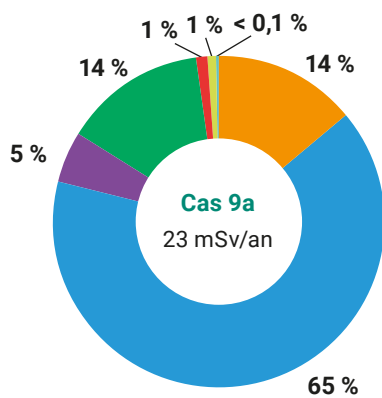


Cas n° 7. Individu ayant une exposition médicale moyenne, vivant dans une commune à forte concentration en radon et à niveau élevé de rayonnements telluriques, fumant beaucoup, voyageant fréquemment en avion et ayant une consommation importante de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels.

Les cas 8 et 9 ci-dessous illustrent des situations particulières associées à une exposition médicale importante qui généralement ne se reproduit pas tous les ans :

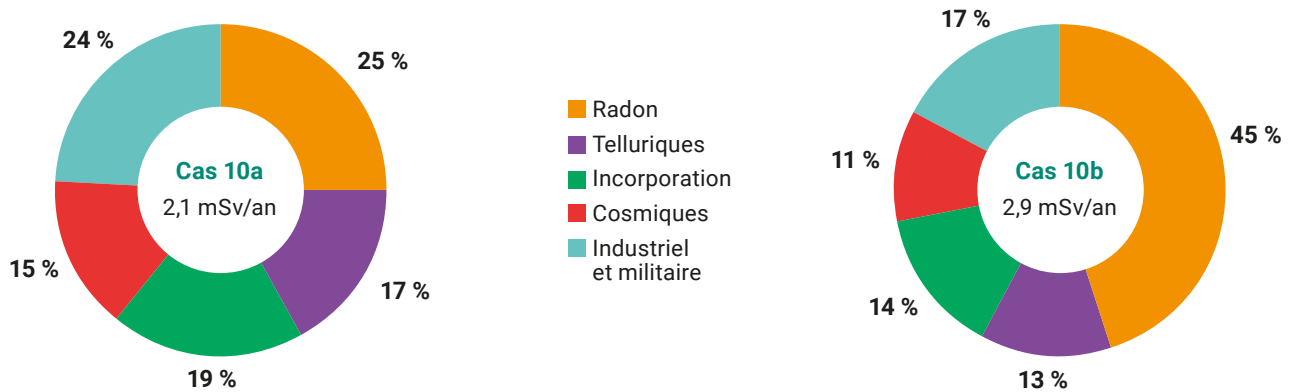


Cas n° 8. Individu ayant une exposition médicale importante, vivant dans une commune à concentration moyenne en radon et niveau élevé de rayonnements telluriques, et ayant une consommation moyenne de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels.



Cas n° 9. Individu le plus exposé, c'est-à-dire ayant une exposition médicale importante, vivant dans une commune à forte concentration en radon et niveau élevé de rayonnements telluriques, fumant beaucoup, ayant une consommation importante de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels et voyageant fréquemment en avion.

Le dernier cas ci-dessous illustre une situation particulière associée à des habitudes de vie spécifiques d'une minorité de la population française et à des zones de résidence présentant des activités de ^{137}Cs les plus élevées mesurées en France.



Cas n° 10. Individu n'ayant bénéficié d'aucun examen médical, vivant dans une commune à faible concentration en radon et à faible niveau de rayonnements telluriques, consommant peu de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels, vivant sur un territoire particulièrement touché par les retombées de l'accident de Tchernobyl et consommant très fréquemment du gibier et des champignons présentant les teneurs en césium-137 les plus élevées mesurées en France.

L'ensemble des 10 cas présentés dans les pages précédentes sont repris sur les Figures 9 et 10 suivantes.

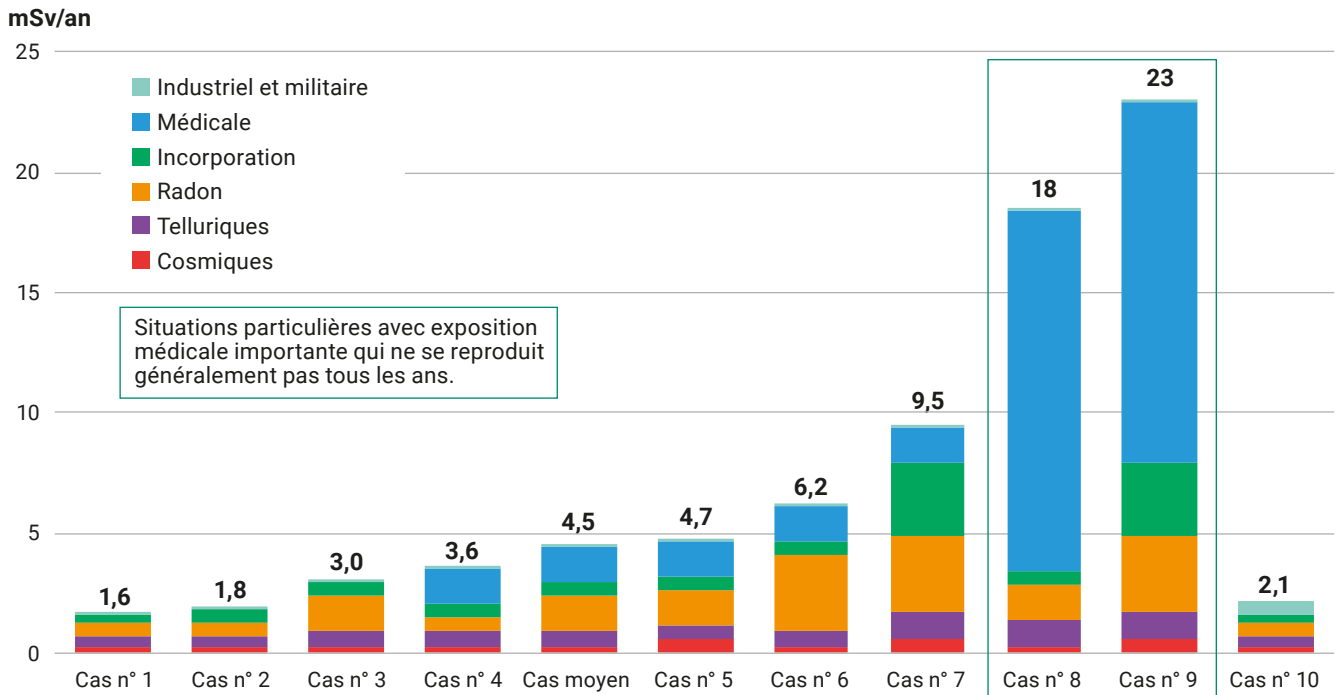


Figure 9. Variabilité de l'exposition de la population française : cas types (coefficient de dose radon réglementaire [7]).

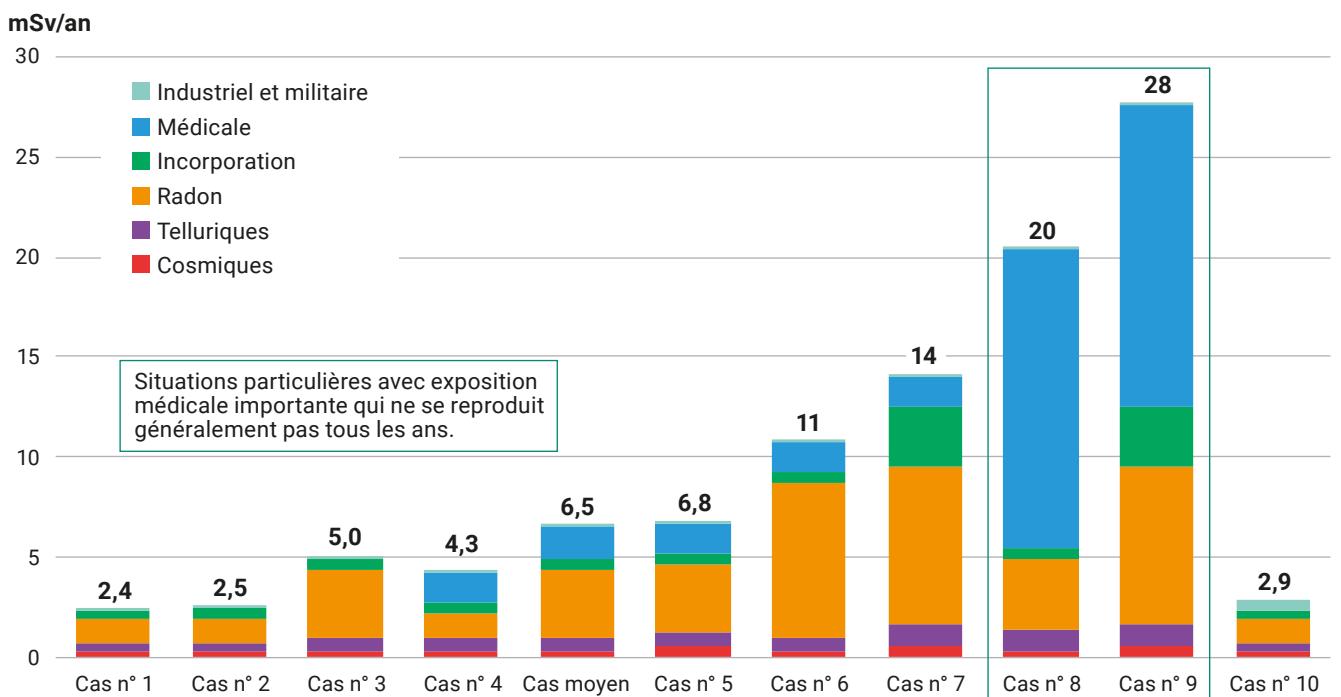


Figure 10. Variabilité de l'exposition de la population française : cas types (coefficient de dose radon recommandé par la publication CIPR 137 [8]).

Estimation d'une exposition individuelle

Le bilan présenté concerne l'exposition moyenne pour l'ensemble de la population, accompagnée de variations possibles autour de cette moyenne basées sur des conditions de vie stylisées. À cet égard, un nombre limité de cas types a été choisi pour illustrer ces variations.

Toutefois, d'autres combinaisons de paramètres pourraient être envisagées, afin d'estimer de manière plus précise une exposition d'un individu particulier. Dans cet objectif, le tableau suivant illustre, pour chaque source d'exposition, les principaux paramètres d'influence qui permettent d'affiner le calcul de l'exposition individuelle par comparaison avec les estimations présentées précédemment.

L'IRSN a développé un outil Internet permettant à chacun d'estimer de manière plus fine et personnalisée son exposition individuelle aux rayonnements ionisants à partir d'un questionnaire. Ce dernier, anonyme, est basé sur un nombre réduit de questions abordant les principaux paramètres d'influence de l'exposition et les données correspondantes susceptibles d'être connues de façon individuelle. Cet outil est accessible sur le site Internet de l'IRSN (<https://expop.irsn.fr/>).

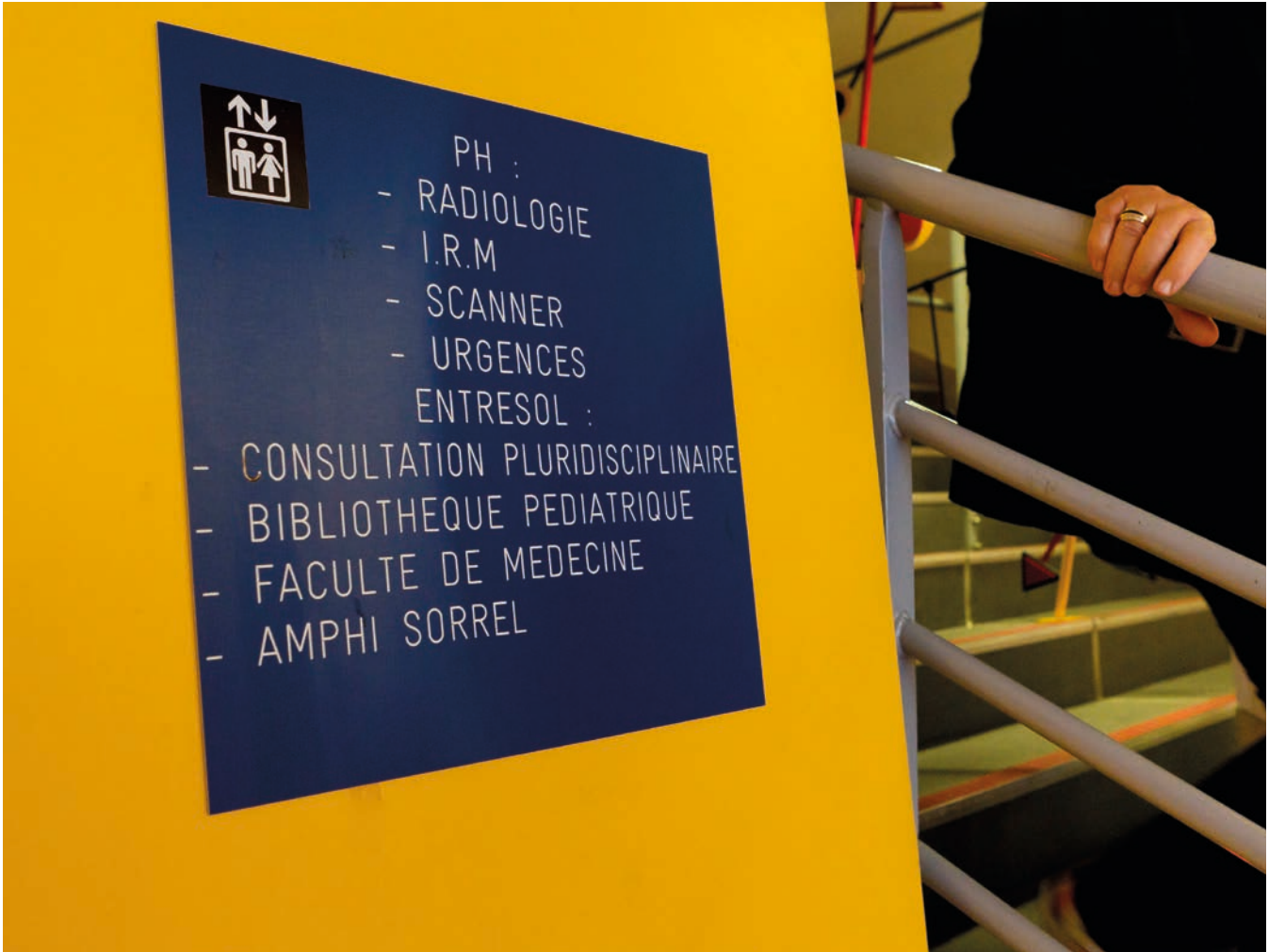
Source d'exposition	Paramètres d'influence
Radon	Potentiel radon des sols du lieu de résidence
	Type d'habitat (collectif, individuel)
	Caractéristiques de construction de l'habitat, de sa ventilation et du mode de vie des occupants (temps passé dans l'habitat...)
Médical	Type et nombre d'examens à visée diagnostique
Radionucléides dans l'eau et les aliments	Teneur en radionucléides des aliments et des eaux
	Habitudes alimentaires (nature et quantités des produits consommés)
	Nombre de cigarettes consommées
Rayonnements telluriques	Teneur en radionucléides des sols
	Type d'habitat (collectif, individuel)
	Teneur en radionucléides des matériaux de construction
	Habitudes de vie (temps passé dans l'habitat)
Rayonnements cosmiques	Altitude du lieu de résidence
	Habitudes de vie (temps passé dans l'habitat, nombre, destinations et routes suivies pour les vols réalisés en avion)

4 CONCLUSION

L'exposition moyenne annuelle aux rayonnements ionisants de la population en France est similaire à celle de 2015, avec une dose efficace moyenne de 4,5 mSv. L'exposition médicale à visée diagnostique et l'exposition au radon constituent les sources principales de cette exposition. Viennent ensuite l'exposition au rayonnement tellurique, l'exposition liée à l'incorporation de radionucléides naturels, l'exposition au rayonnement cosmique, enfin celle due à l'usage industriel et militaire de la radioactivité essentiellement liée aux anciennes retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. L'exposition de la population due aux activités nucléaires autorisées se caractérise, en particulier, par une dose efficace très faible, de 1 à 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (soit 0,001 à 0,01 mSv/an) dans un rayon de 10 km autour des sites nucléaires, inférieure au-delà. Ramenée à la population de l'ensemble du territoire la dose moyenne résultant de ces activités est de 0,11 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (0,00011 mSv/an).

Cette hiérarchie serait toutefois sensiblement modifiée, de même que le niveau de l'exposition moyenne annuelle (6,5 mSv), si le nouveau coefficient de dose recommandé par la CIPR pour le radon (d'un facteur plus de deux fois plus élevé que le coefficient de la réglementation actuelle) était adopté par la réglementation française. Selon cette hypothèse, c'est l'exposition au radon (54 %) qui constituerait la contribution principale à la dose efficace.

Au-delà de cette exposition moyenne par habitant, les situations d'exposition de chacun d'entre nous varient en fonction du lieu d'habitation, des habitudes de vie et de consommation et des examens médicaux dont nous bénéficions. Cette grande variabilité de l'exposition individuelle a conduit l'IRSN à proposer plusieurs situations types d'exposition en complément de celle ayant servi à calculer la dose moyenne, et à mettre à disposition du public un outil permettant à chacun d'estimer au mieux sa propre exposition. Cet outil est disponible sur Internet.



En 2017, 45 % de la population française a été exposée à des rayonnements ionisants pour des actes de diagnostic médical.

ANNEXE 1

EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS COSMIQUES

5 1

INTRODUCTION

Les rayonnements cosmiques sont constitués de particules qui parcourent l'espace de notre galaxie dans toutes les directions. Ils sont composés essentiellement d'ions.

Les rayonnements cosmiques possèdent une composante directement ionisante et une composante indirectement ionisante due aux neutrons (dite composante neutronique). Ces composantes sont toutes les deux variables en fonction de :

- l'altitude. L'atmosphère terrestre agit comme un écran sur certaines particules de haute énergie ; plus l'altitude est élevée et moins ce flux de particules est atténué ;
- la latitude. Les particules chargées de basse énergie sont déviées par le champ magnétique terrestre, ce phénomène dépendant de la latitude. L'entrée des particules est ainsi facilitée au niveau des pôles, où les particules suivent les lignes de force du champ magnétique, par comparaison au niveau de l'équateur. Au niveau de la France métropolitaine, l'effet de ce paramètre est secondaire et n'est pas pris en compte.

5 2

MÉTHODOLOGIE

L'expression analytique permettant de calculer la composante ionisante (débit de dose en nSv/h) est issue du rapport UNSCEAR 2008⁽¹⁾ reprenant une publication scientifique⁽²⁾ :

$$\dot{E}_i(z) = \dot{E}_i(0) [0,21e^{-1,649z} + 0,79e^{0,4528z}]$$

Avec :

- $\dot{E}_i(0) = 32$ nSv/h pour une latitude moyenne pour la France prise égale à 46° et ;
- z : l'altitude en kilomètres.

L'expression analytique permettant de calculer la composante neutronique (débit de dose en nSv/h) est également issue du rapport UNSCEAR 2008 :

$$\dot{E}_n(z) = \dot{E}_n(0) b_n e^{az}$$

Avec :

- z : l'altitude en kilomètres ;
- $\dot{E}_n(0) = 7,8$ nSv/h pour une latitude de 46° ;
- $b_n = 1$ et $a = 1$ km⁻¹ pour $z < 2$ km ;
- $b_n = 2$ et $a = 0,7$ km⁻¹ pour $z > 2$ km.

Pour chaque commune de France métropolitaine, l'individu représentatif est considéré comme celui vivant à côté de la mairie. L'altitude prise en compte dans les calculs pour chaque commune correspond ainsi à celle de la mairie. Pour chaque commune sont ainsi calculées :

- la composante ionisante E_i à l'altitude de la mairie de la commune ;
- la composante neutronique E_n à l'altitude de la mairie de la commune ;
- l'exposition (dose efficace) de l'individu représentatif, en tenant compte du temps passé à l'intérieur de l'habitat et à l'extérieur (appelés budgets temps) et d'un facteur de protection apporté par l'habitat contre les rayonnements :
 - le facteur de protection de l'habitat pour la composante ionisante est pris égal à 0,8 (retenu par l'UNSCEAR, 2008). Aucune protection n'est prise en compte pour ce qui concerne la composante neutronique des rayonnements,

(1) https://www.unscear.org/docs/publications/2008/UNSCEAR_2008_Annex-B-CORR.pdf

(2) Bouville, A. and W.M. Lowder. Human population exposure to cosmic radiation. *Radiat. Prot. Dosim.* 24(1), 293-299 (1988).

– les budgets temps. Les budgets temps retenus sont issus de la publication 66 de la CIPR :

	Budget temps moyen (journalier)		Budget temps pour une personne pratiquant une activité professionnelle en extérieur (journalier)	
	h/j	%	h/j	%
Intérieur de l'habitat	22 h/j	92 %	16 h/j	67 %
Extérieur de l'habitat	2 h/j	8 %	8 h/j	33 %

La dose efficace annuelle pour la commune C_j est la somme des composantes ionisante et neutronique ; elle est calculée pour les deux types de budget temps (notée respectivement E_{moyen} et $E_{extérieur}$) par :

$$E_{moyen}(C_j) = E_{i\ moyen}(C_j) + E_n(C_j)$$

$$\text{et } E_{extérieur}(C_j) = E_{i\ extérieur}(C_j) + E_n(C_j)$$

Avec =

$$E_{i\ moyen}(C_j) = \dot{E}_i(C_j) \times 0,08 \times 24 \times 365 + \dot{E}_i(C_j) \times 0,8 \times 0,92 \times 24 \times 365$$

$$E_{i\ extérieur}(C_j) = \dot{E}_i(C_j) \times 0,33 \times 24 \times 365 + \dot{E}_i(C_j) \times 0,8 \times 0,67 \times 24 \times 365$$

$$E_n(C_j) = \dot{E}_n(C_j) \times 24 \times 365$$

La dose efficace individuelle moyenne dans un département est calculée en effectuant une pondération, par la population de chaque commune, des doses dues aux composantes ionisantes et neutroniques, soit :

$$E(D) = \frac{\sum_{C_j \in D} E(C_j) P(C_j)}{\sum_{C_j \in D} P(C_j)}$$

Avec :

- $E(D)$ (Sv/an) : dose efficace individuelle moyenne annuelle dans le département D ;
- $E(C_j)$ (Sv/an) : dose efficace individuelle moyenne annuelle dans la commune C_j du département D ;
- $P(C_j)$: population de la commune C_j .

De la même façon, les doses efficaces individuelles moyennes en France sont calculées en sommant sur les communes de la France entière et en divisant par la population française.

5 3 DONNÉES

Les données à considérer pour le calcul de l'exposition de la population française aux rayonnements cosmiques sont les suivantes :

- la répartition de la population dans les différentes communes de France métropolitaine. Les communes et leurs coordonnées (contour, centre) viennent de l'API Geo⁽³⁾ qui s'appuie sur le Code officiel géographique (COG) de l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) du 1^{er} avril 2019 au moment où les données ont été extraites⁽⁴⁾ ;
- la localisation des mairies vient de l'annuaire des établissements publics⁽⁵⁾ ;
- l'altitude de la mairie des différentes communes de France métropolitaine. Les données correspondantes, viennent du service « élévation » de l'Institut géographique national (IGN)⁽⁶⁾.

(3) <https://geo.api.gouv.fr/decoupage-administratif/communes>

(4) <https://www.insee.fr/fr/information/3720946>

(5) https://api.gouv.fr/les-api/api_etablissements_publics

(6) <https://geoservices.ign.fr/documentation/geoservices/alti.html#via-lapi-rest->

5 4 RÉSULTATS

Les intervalles de variation des doses efficaces annuelles calculées à l'échelle des communes, établis en 2015 et actualisés en 2020, ainsi que les doses efficaces annuelles pour la France en 2015 et 2020, pour les deux hypothèses de budget temps, sont les suivants :

	Bilan 2015	Bilan 2020
$E_{moyen}(C_j)$	[297 μ Sv ; 1 645 μ Sv]	[297 μ Sv ; 1 068 μ Sv]
$E_{extérieur}(C_j)$	[311 μ Sv ; 1 685 μ Sv]	[311 μ Sv ; 1 096 μ Sv]
$E_{moyen}(France)$	315 μ Sv	312 μ Sv
$E_{extérieur}(France)$	330 μ Sv	327 μ Sv

La répartition de l'exposition annuelle de la population française est présentée ci-dessous, pour une proportion de 2 % de la population travaillant en extérieur⁽⁷⁾ ; 95 % de la population est exposée à moins de 353 μ Sv et 5 % à moins de 298 μ Sv.

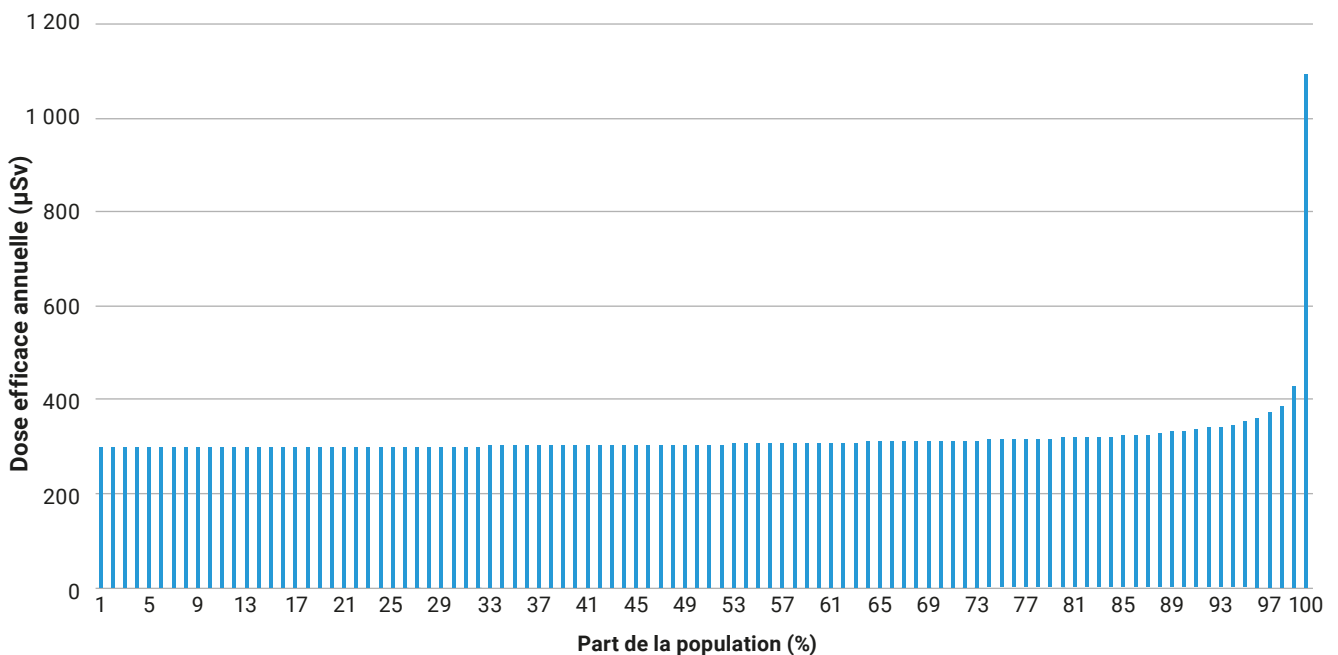


Figure A1. Répartition de l'exposition de la population (rayonnements cosmiques).

(7) Le 95^e percentile, et donc toute la dose, est très peu sensible à cette proportion.

La comparaison des résultats présentés par département avec ceux obtenus en 2015 (cf. tableau ci-dessous) montre une baisse de la dose moyenne reçue dans plusieurs départements montagneux qui pourrait s'expliquer par une diminution de la population des communes situées le plus en

altitude et le regroupement administratif de certaines de ces communes avec des communes de plus basse altitude, ce qui peut conduire à diluer dans la moyenne communale puis départementale l'exposition des personnes vivant aux plus hautes altitudes.

Départements	E (µSv/an) Bilan 2015	E (µSv/an) Bilan 2020	Altitude moyenne (m)	Dose min. (µSv/an)	Dose max. (µSv/an)	Delta 2015-2020	
1	Ain	339	332	337	313	499	- 2 %
2	Aisne	306	306	110	300	336	0 %
3	Allier	327	327	330	312	466	0 %
4	Alpes-de-Haute-Provence	403	381	768	329	702	- 5 %
5	Hautes-Alpes	552	469	994	364	963	- 15 %
6	Alpes-Maritimes	319	311	561	297	685	- 3 %
7	Ardèche	341	333	469	301	611	- 2 %
8	Ardennes	315	311	164	302	353	- 1 %
9	Ariège	367	347	526	318	782	- 5 %
10	Aube	308	308	145	302	344	0 %
11	Aude	311	309	290	297	570	- 1 %
12	Aveyron	372	358	523	311	498	- 4 %
13	Bouches-du-Rhône	308	303	138	297	374	- 1 %
14	Calvados	302	302	82	297	337	0 %
15	Cantal	412	409	786	317	633	- 1 %
16	Charente	304	305	108	298	346	0 %
17	Charente-Maritime	299	299	39	297	325	0 %
18	Cher	312	312	186	305	370	0 %
19	Corrèze	339	335	454	305	470	- 1 %
21	Côte-d'Or	324	323	309	314	392	0 %
22	Côtes-d'Armor	306	306	118	298	342	0 %
23	Creuse	354	355	493	321	450	0 %
24	Dordogne	310	308	148	298	355	- 1 %
25	Doubs	361	354	507	317	523	- 2 %
26	Drome	319	316	405	301	529	- 1 %
27	Eure	305	306	119	297	334	0 %
28	Eure-et-Loir	310	310	153	302	340	0 %
29	Finistère	302	303	85	297	339	0 %
30	Gard	307	305	185	297	571	0 %
31	Haute-Garonne	315	314	331	305	711	0 %
32	Gers	311	313	188	304	349	1 %
33	Gironde	299	299	49	297	324	0 %
34	Hérault	303	302	163	297	469	0 %
35	Ille-et-Vilaine	301	302	75	298	329	0 %
36	Indre	312	311	167	303	364	0 %
37	Indre-et-Loire	304	303	78	300	326	0 %
38	Isère	343	333	479	309	842	- 3 %

	Départements	E (µSv/an) Bilan 2015	E (µSv/an) Bilan 2020	Altitude moyenne (m)	Dose min. (µSv/an)	Dose max. (µSv/an)	Delta 2015-2020
39	Jura	352	347	430	314	590	- 1 %
40	Landes	301	301	74	297	332	0 %
41	Loir-et-Cher	306	305	108	302	332	0 %
42	Loire	357	357	513	310	555	0 %
43	Haute-Loire	417	408	806	345	619	- 2 %
44	Loire-Atlantique	299	299	33	297	319	0 %
45	Loiret	307	307	120	303	332	0 %
46	Lot	321	320	269	303	435	0 %
47	Lot-et-Garonne	304	304	107	298	333	0 %
48	Lozère	454	434	869	314	602	- 4 %
49	Maine-et-Loire	301	301	58	298	328	0 %
50	Manche	302	303	74	297	348	0 %
51	Marne	307	306	130	302	339	0 %
52	Haute-Marne	325	326	302	308	370	0 %
53	Mayenne	306	306	128	300	343	0 %
54	Meurthe-et-Moselle	324	321	264	313	374	- 1 %
55	Meuse	321	318	232	308	357	- 1 %
56	Morbihan	301	302	74	297	339	0 %
57	Moselle	320	318	247	310	369	0 %
58	Nièvre	320	320	260	309	408	0 %
59	Nord	300	301	69	297	336	0 %
60	Oise	304	304	104	299	333	0 %
61	Orne	315	315	196	306	347	0 %
62	Pas-de-Calais	301	301	75	297	330	0 %
63	Puy-de-Dôme	357	356	593	326	579	0 %
64	Pyrénées-Atlantiques	315	310	206	297	465	- 1 %
65	Hautes-Pyrénées	372	347	490	311	770	- 7 %
66	Pyrénées-Orientales	324	315	503	297	958	-3 %
67	Bas-Rhin	314	313	214	305	436	0 %
68	Haut-Rhin	329	325	323	313	441	- 1 %
69	Rhône	320	320	356	311	459	0 %
70	Haute-Saône	329	326	273	315	452	- 1 %
71	Saône-et-Loire	323	323	279	313	394	0 %
72	Sarthe	303	304	94	299	336	0 %
73	Savoie	441	365	620	319	1096	- 17 %
74	Haute-Savoie	401	372	629	324	582	- 7 %
75	Paris	300	300	39	300	300	0 %
76	Seine-Maritime	303	303	109	297	336	0 %
77	Seine-et-Marne	304	304	99	300	330	0 %
78	Yvelines	305	305	104	298	328	0 %
79	Deux-Sèvres	305	305	115	297	334	0 %

	Départements	E (μSv/an) Bilan 2015	E (μSv/an) Bilan 2020	Altitude moyenne (m)	Dose min. (μSv/an)	Dose max. (μSv/an)	Delta 2015-2020
80	Somme	302	302	85	297	331	0 %
81	Tarn	325	320	301	306	474	- 1 %
82	Tarn-et-Garonne	308	307	160	301	354	0 %
83	Var	314	308	292	297	523	- 2 %
84	Vaucluse	309	308	243	299	525	0 %
85	Vendée	301	301	55	297	333	0 %
86	Vienne	306	306	109	300	329	0 %
87	Haute-Vienne	330	332	331	313	405	1 %
88	Vosges	351	341	362	316	444	- 3 %
89	Yonne	311	309	174	302	368	- 1 %
90	Territoire de Belfort	341	340	393	333	406	0 %
91	Essonne	304	303	90	299	327	0 %
92	Hauts-de-Seine	302	302	69	299	324	0 %
93	Seine-Saint-Denis	302	302	62	299	321	0 %
94	Val-de-Marne	302	302	66	300	320	0 %
95	Val-d'Oise	302	303	86	299	328	0 %
2A	Haute-Corse	325	320	468	298	460	- 2 %
2B	Corse-du-Sud	332	319	439	297	647	- 4 %

ANNEXE 2

TRANSPORT AÉRIEN - EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS COSMIQUES

6 1 INTRODUCTION

Lors d'un vol en transport aérien, passagers et équipage sont soumis à des rayonnements cosmiques constitués de particules qui parcourent l'espace de notre galaxie dans toutes les directions. L'exposition augmente avec l'altitude, car l'atmosphère absorbe une partie du rayonnement cosmique. Au fur et à mesure que l'on prend de l'altitude, la couche d'atmosphère protectrice se faisant plus mince, on est plus exposé au rayonnement cosmique. À l'altitude de croisière des avions de ligne, soit 10 000 à 12 000 mètres, le rayonnement cosmique est environ 100 à 300 fois plus intense qu'au niveau de la mer. L'exposition dépend aussi de la route empruntée par l'avion. En raison de la barrière constituée par le champ magnétique terrestre, les particules du rayonnement cosmique sont plus nombreuses aux latitudes élevées, proches des pôles, qu'à proximité de l'équateur. En fonction des latitudes de la route empruntée par l'avion, on sera donc plus ou moins exposé au rayonnement. Pour un vol donné, la dose totale de rayonnement cosmique reçue est d'autant plus élevée que la durée du vol est importante.

6 2 MÉTHODOLOGIE

- Estimation du nombre de vols en France _

Le bulletin statistique du trafic aérien commercial année 2016 de la Direction générale de l'aviation civile (DGAC)⁽¹⁾ recense un nombre de passagers commerciaux de 150 millions en 2016. L'enquête nationale de la DGAC et du ministère de la Transition écologique et solidaire (MTES) auprès des passagers aériens (pour la période 2015-2016) des aéroports français métropolitains⁽²⁾ précise que 60 % de ces passagers sont français et que 30 % sont en correspondance. En excluant les vols en correspondance, le nombre de vols effectués par la population française métropolitaine est donc estimé à 150 millions x 0,6 x 0,7 = 63 millions de vols en 2016.

(1) https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Bulletin_Stat_trafic_aerien_2016.pdf

(2) https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/ENPA_2015_2016.pdf

(3) <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/enquete-nationale-transports-et-deplacements-entd-2008>

Ramené à une population métropolitaine de 65 millions de Français, le nombre moyen de vols par habitant de la métropole est d'environ 1 par an. Le nombre de voyages aller-retour est deux fois inférieur, soit environ 0,5 voyage par français et par an à comparer à la valeur de 0,3 estimée en 2015 à partir de l'enquête ENTD 2008 réalisée par le MTES⁽³⁾. Même si les différences dans les sources des données utilisées amènent à considérer avec prudence l'évolution de ces chiffres, ils indiquent une tendance en augmentation de l'utilisation de l'avion dans les déplacements des Français.

- Répartition entre les destinations en France et à l'étranger _

Dans l'objectif d'estimer les doses reçues lors d'un voyage, il convient de tenir compte des durées de voyage et des altitudes de croisière des avions. C'est pourquoi dans un premier temps il est nécessaire de recenser ces données. Les destinations entre les différents continents se répartissent selon les taux suivants :

Répartition des destinations en France et à l'étranger	Taux bilan 2015*	Taux bilan 2020**
France métropolitaine	26 %	16 %
DROM-COM	6 %	4 %
Étranger	68 %	80 %
Europe	35 %	52 %
Afrique	18 %	11 %
Amérique	10 %	9 %
Asie	5 %	8 %

* Selon l'enquête ENTD 2008.

** Selon le bulletin statistique du trafic aérien commercial année 2016.

Les vols sont répartis donc selon les principales destinations présentées dans le tableau ci-dessus.

Estimation des doses et fréquence pour les destinations en France et à l'étranger

France métropolitaine et DROM COM

Pour la France métropolitaine, selon le bulletin statistique du trafic aérien commercial (année 2016) de la DGAC, les vols se répartissent entre une trentaine de destinations radiales Paris-Province (contre une dizaine en 2011). De plus, en constante augmentation chaque année, la part du trafic intérieur ne desservant pas Paris atteint 34 % en 2016 (cette part était négligeable en 2011). Pour cette raison, en plus des liaisons radiales Paris-Province, les liaisons transversales ont été examinées lors de l'actualisation des données 2016. Au total, une trentaine de liaisons supplémentaires sont évaluées lors du bilan 2016 par rapport à 2011.

Les tableaux ci-dessous présentent les doses correspondantes pour chaque vol en France métropolitaine et pour les DROM COM (données IRSN⁽⁴⁾).

Liaisons radiales	Taux destination 2012	Taux destination 2016	Dose/vol (mSv)
Paris-Toulouse	25 %	13,1 %	0,002
Paris-Nice	24 %	12,1 %	0,002
Paris-Marseille	13 %	6,5 %	0,002
Paris-Bordeaux	12 %	6,6 %	0,001
Paris-Montpellier	6 %	3,5 %	0,002
Paris-Biarritz	6 %	2,8 %	0,003
Paris-Lyon	4 %	2,6 %	0,0007
Paris-Ajaccio	5 %	2,2 %	0,003
Paris-Brest	4 %	2,1 %	0,001
Paris-Pau	-	2,1 %	0,003
Paris-Nantes	-	2,0 %	0,001
Paris-Bastia	-	1,9 %	0,004
Paris-Toulon	-	1,6 %	0,002
Paris-Clermont-Ferrand	-	1,2 %	0,001
Paris-Bale/Mulhouse	-	1,1 %	0,002
Paris-Perpignan	-	0,9 %	0,002
Paris-Rennes	-	0,5 %	0,001
Paris-Tarbes/Lourdes	-	0,5 %	0,003
Autres	-	3,3 %	0,002

Liaisons transversales	Taux destination 2012	Taux destination 2016	Dose/vol (mSv)
Bordeaux-Lyon	-	2,1 %	0,001
Lyon-Nantes	-	1,8 %	0,002
Lyon-Toulouse	-	1,5 %	0,0009
Marseille-Nantes	-	1,3 %	0,003
Lille-Nice	-	1,0 %	0,005
Bordeaux-Marseille	-	1,0 %	0,001
Ajaccio-Marseille	-	1,0 %	0,0004
Bastia-Marseille	-	0,9 %	0,0005
Lille-Marseille	-	0,9 %	0,004
Nantes-Toulouse	-	0,9 %	0,001
Nantes-Nice	-	0,9 %	0,003
Lille-Toulouse	-	0,8 %	0,004
Nice-Mulhouse Bale	-	0,7 %	0,002
Lyon-Nice	-	0,7 %	0,0006
Bordeaux-Nice	-	0,7 %	0,002
Nice-Toulouse	-	0,6 %	0,003
Bordeaux-Lille	-	0,6 %	0,003
Montpellier-Nantes	-	0,6 %	0,002
Brest-Lyon	-	0,6 %	0,003
Brest-Marseille	-	0,5 %	0,004
Strasbourg-Toulouse	-	0,5 %	0,003
Autres	-	13,9 %	0,002

Liaisons Métropole-Outre-mer	Taux destination 2012	Taux destination 2016	Dose/vol (mSv)
Paris-Pointe-à-Pitre	34 %	31 %	0,025
Paris-Fort-de-France	30 %	27 %	0,024
Paris-Saint-Denis de la Réunion	29 %	29 %	0,025
Paris-Cayenne	8 %	7 %	0,023
Paris-Papeete	-	3 %	0,103
Autres	-	3 %	0,025

(4) Doses calculées à l'aide du système SIEVERTPN.

Étranger

Les tableaux ci-dessous présentent les doses correspondantes pour chaque vol en Europe et à l'étranger (données IRSN⁽⁵⁾) et les villes utilisées comme référence pour établir ces doses (indiquées en tant que de besoin entre parenthèses pour chaque destination principale).

Liaisons Europe	Taux destination 2012	Taux destination 2016	Dose/vol (mSv)
Allemagne (Berlin)	16 %	10 %	0,005
Italie (Rome)	18 %	14 %	0,005
Angleterre (Londres)	21 %	16 %	0,003
Espagne hors Canaries (Madrid)	19 %	16 %	0,006
Pays-Bas (Amsterdam)	5 %	5 %	0,002
Portugal (Lisbonne)	7 %	8 %	0,007
Suisse (Genève)	6 %	4 %	0,001
Turquie (Istanbul)	5 %	3 %	0,012
Grèce (Athènes)	4 %	3 %	0,012
Irlande (Dublin)	-	2 %	0,006
Danemark (Copenhague)	-	2 %	0,008
Autriche (Vienne)	-	1 %	0,006
Pologne (Varsovie)	-	1 %	0,009
Fédération de Russie (Moscou)	-	2 %	0,021
Autres destinations	-	13 %	0,007

Liaisons Afrique	Taux destination 2012	Taux destination 2016	Dose/vol (mSv)
Algérie (Alger)	23 %	28 %	0,006
Maroc (Marrakech)	38 %	32 %	0,009
Tunisie (Tunis)	20 %	15 %	0,007
Égypte (Le Caire)	5 %	2 %	0,014
Sénégal (Dakar)	3 %	3 %	0,015
Maurice (Maurice)	4 %	3 %	0,025
Afrique du Sud (Le Cap)	2 %	2 %	0,034
Autres destinations	-	16 %	0,009

Liaisons Amériques	Taux destination 2012	Taux destination 2016	Dose/vol (mSv)
Brésil (Rio)	10 %	7 %	0,030
Canada (Ottawa)	20 %	17 %	0,076
USA (San Francisco)	64 %	55 %	0,069
Mexique (Mexico)	6 %	5 %	0,066
Autres destinations	-	17 %	0,067

Liaisons Asie	Taux destination 2012	Taux destination 2016	Dose/vol (mSv)
Chine (Pékin)	17 %	17 %	0,043
Émirats arabes unis (Dubai)	16 %	16 %	0,021
Hong Kong (Hong Kong)	10 %	5 %	0,053
Inde (New Delhi)	9 %	6 %	0,031
Israël (Tel Aviv)	13 %	10 %	0,015
Japon (Tokyo)	14 %	8 %	0,056
Liban (Beyrouth)	8 %	5 %	0,015
Singapour (Singapour)	7 %	4 %	0,038
Thaïlande (Bangkok)	6 %	4 %	0,029
Viêt Nam (Hanoi)	-	3 %	0,038
Corée du Sud (Séoul)	-	5 %	0,050
Autres destinations	-	16 %	0,034

Connaissant les doses ($E_{vol}(destination\ i)$) associées à chacun des vols correspondant à ces destinations, il est alors possible d'évaluer la dose moyenne de la population française associée au transport aérien, en prenant en compte systématiquement le vol retour :

$$E_{moyen}(population) = 2 \times \frac{\sum_i E_{vol}(destination\ i) \times Taux(destination\ i) \times N_{vols}(F)}{Population\ France\ métropolitaine}$$

Avec :

- $E_{moyen}(population)$: exposition moyenne de la population en France métropolitaine exprimée en mSv ;
- $E_{vol}(destination\ i)$: dose associée au vol pour la destination i exprimée en mSv ;
- $Taux(destination\ i)$: fraction de vols pour la destination i ;
- $N_{vols}(F)$: nombre total de vols effectués en France dans une année.

(5) Doses calculées à l'aide du système SIEVERTPN.

6 3 RÉSULTATS

Les résultats sont les suivants :

	Bilan 2020
E_{moyen} (population)	0,014 mSv/an
$E_{20 \text{ vols/an}}$ (voyageur fréquent)	0,280 mSv/an
$E_{60 \text{ vols/an}}$ (voyageur fréquent)	0,840 mSv/an

L'exposition d'une personne considérée comme un voyageur fréquent est notée :

$$E_{20 \text{ vols/an}} \text{ (voyageur fréquent)}$$

et $E_{60 \text{ vols/an}}$ (voyageur fréquent)

L'enquête nationale DGAC-MTES auprès des passagers 2015-2016 permet d'évaluer la proportion de voyageurs fréquents : moins de 7 % des passagers interrogés font plus de 10 voyages par an et moins de 1,3 % plus de 30 voyages par an. La dose totale étant de 0,88 million de mSv pour les 63 millions de vols effectués par la population française métropolitaine, on obtient une dose moyenne de 14 μSv pour un vol. Les doses moyennes correspondant à 10 vols aller-retour, soit 20 vols, et à 30 vols aller-retour, soit 60 vols, sont donc respectivement de 280 μSv et 840 μSv .

CALCUL DE LA DOSE PAR VOL

Pour surveiller l'exposition au rayonnement cosmique lors des voyages en avion, l'IRSN met à disposition le système SIEVERTPN de calcul des doses reçues

lors des vols. L'espace aérien, découpé en zones d'altitude, de longitude et de latitude, forme une cartographie de 265 356 mailles. L'institut Helmholtz de Munich fournit chaque mois à l'IRSN le débit de dose calculé dans chacune de ces mailles en tenant compte des cycles d'activité solaire. Le calculateur de SIEVERTPN détermine le temps passé par l'avion dans chaque maille et en déduit la dose reçue. Le cumul des doses reçues dans chaque maille donne la dose reçue lors du vol. Des mesures du rayonnement, à l'aide de dosimètres installés au sol et dans des avions, permettent de confirmer et éventuellement de corriger les valeurs obtenues. En cas d'éruption solaire notable, une cartographie spécifique est établie par l'Observatoire de Paris-Meudon.

7 ANNEXE 3 EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS TELLURIQUES

7 1 INTRODUCTION

Les radionucléides naturels présents dans le sol à l'origine d'une irradiation externe par le sol sont : ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th ainsi que leurs descendants et le potassium-40. Cette irradiation constitue donc une source d'exposition pour la population dans son ensemble, variable selon la nature des sols.

7 2 MÉTHODOLOGIE

Puisque l'intensité du rayonnement d'origine tellurique est liée en grande partie à la teneur en uranium (et ses descendants) dans les sols, il est retenu d'utiliser le classement des formations géologiques en fonction de leur teneur en uranium établi pour construire la cartographie du potentiel uranium (Ielsch *et al.*, 2010, 2017) et de croiser ces informations avec les résultats dosimétriques du suivi radiologique des dentistes et vétérinaires. Un traitement géostatistique permet de fournir une cartographie à l'échelle du territoire des débits de dose gamma telluriques à l'intérieur de l'habitat. Le débit de dose à l'extérieur est ensuite évalué en se basant sur une loi de corrélation entre les deux situations d'exposition.

Évaluation du débit de dose d'origine tellurique à l'intérieur de l'habitat

Une valeur de débit de dose gamma tellurique moyenne dans l'habitat a été définie pour chacune des communes de France selon la méthodologie suivante.

Estimation d'une valeur de débit de dose gamma dans l'habitat par site de mesure⁽¹⁾

Les données de mesures utilisées proviennent du suivi de l'exposition au rayonnement X des dentistes et vétérinaires à l'aide de dosimètres radio photo luminescents (RPL), pour les années 2011 et 2012⁽²⁾. Le choix de cibler les établissements dentaires et vétérinaires s'explique par la bonne couverture du territoire français (17 404 sites répartis sur le territoire et géolocalisés précisément) et la confiance accordée aux mesures dont dispose l'IRSN. Chaque établissement est doté également d'un dosimètre témoin⁽³⁾. Ce sont les mesures du débit de dose de rayonnement gamma enregistrées par ces dosimètres témoins qui sont exploitées (Warnery *et al.*, 2015). En effet, le rayonnement gamma mesuré par les dosimètres RPL peut se décomposer comme la somme d'un rayonnement cosmique et d'un rayonnement tellurique. La composante neutronique du rayonnement cosmique n'étant pas détectée par les dosimètres RPL, seule la composante ionisante (débit de dose en nSv/h) est calculée en utilisant l'expression analytique suivante issue de la publication UNSCEAR-2008 :

$$\dot{E}_i(z) = \dot{E}_i(0) [0,21e^{-1,649z} + 0,79e^{0,4528z}]$$

Avec :

- $\dot{E}_i(0) = 32$ nSv/h pour une latitude de 46° ;
- z = l'altitude en kilomètres.

L'altitude prise en compte dans les calculs correspond à celle du site de mesure. En outre, un facteur de protection de l'habitat pour les rayonnements, égal à 0,8, a également été pris en compte.

Cette part de rayonnement cosmique a été soustraite à la valeur mesurée afin d'obtenir le débit de dose gamma d'origine tellurique.

(1) Il s'agit des lieux de mesure où sont placés les dosimètres radio photo luminescents (RPL).

(2) Une mise à jour n'a pas été estimée nécessaire compte tenu de la nature des sources de rayonnement.

(3) Ces dosimètres témoins ne sont pas exposés au rayonnement X des appareils.

Estimation d'une valeur de débit de dose gamma tellurique dans l'habitat par commune

Un modèle géostatistique de cokrigage colocalisé a été développé et a permis d'estimer le débit de dose gamma tellurique dans l'habitat à partir des valeurs calculées par site de mesure (cf. paragraphe Estimation d'une valeur de débit de dose gamma dans l'habitat par site de mesure) et la cartographie du potentiel uranium des formations géologiques.

Cette cartographie a été réalisée en 2010 et a conduit à classer les formations géologiques en fonction de leur teneur en uranium. En résulte une carte du potentiel uranium en 5 classes des formations géologiques de France à l'échelle 1 : 1 000 000 (Ielsch *et al.*, 2010, 2017).

Le modèle de cokrigage a conduit à des estimations du débit de dose gamma tellurique dans l'habitat (nSv/h) sur une grille de 1×1 km (Warnery *et al.*, 2015). La liste des communes en vigueur au 01/01/2019 a été prise en compte. Entre 2013 et 2019, 1 714 communes ont fusionné. Pour les nouvelles communes créées par ces fusions, l'estimation du rayonnement gamma tellurique moyen correspond à la moyenne des valeurs calculées en 2015, pondérée par le nombre d'habitants de chacune des anciennes communes. Il y a eu également quelques scissions de communes, entraînant la création de trois nouvelles communes. Pour celles-ci, l'estimation du gamma tellurique moyen de l'ancienne commune « mère » a été conservée pour les différentes communes « filles ».

Évaluation du débit de dose d'origine tellurique à l'extérieur de l'habitat

L'exploitation des résultats des campagnes de mesures passées a mis en évidence l'existence d'une bonne corrélation entre les moyennes des débits de dose γ d'origine tellurique obtenus à l'intérieur et à l'extérieur de l'habitat. Cette relation est illustrée sur la figure ci-dessous représentant l'ensemble des couples de mesures intérieur/extérieur réalisées sur un même site.

L'expression analytique permettant de calculer le débit de dose γ d'origine tellurique à l'extérieur de l'habitat en fonction de celui à l'intérieur de l'habitat est :

$$\dot{E}_{\text{extérieur}}(C_i) = 0,698 \times \dot{E}_{\text{intérieur}}(C_i) + 10,9$$

Avec :

- $\dot{E}_{\text{extérieur}}(C_i)$: débit de dose γ d'origine tellurique à l'extérieur de l'habitat (nSv/h) pour la commune C_i ;
- $\dot{E}_{\text{intérieur}}(C_i)$: débit de dose γ d'origine tellurique à l'intérieur de l'habitat (nSv/h) pour la commune C_i .

Il est donc retenu dans le cadre de cette étude d'utiliser cette relation simplifiée pour évaluer le débit de dose à l'extérieur de l'habitat en fonction des résultats obtenus pour le débit de dose à l'intérieur.

Caractéristiques de l'habitat

Les caractéristiques de l'habitat sont susceptibles de modifier le niveau d'exposition lié aux rayonnements d'origine tellurique. En effet, la manière dont le rayonnement provenant de la surface des sols pénètre dans les habitats est influencée par la nature des matériaux de construction et la présence d'étage. Ainsi il est raisonnable de penser qu'une maison individuelle, de construction ancienne ou récente, ou encore un habitat collectif de plusieurs étages conduiraient à des expositions différentes au rayonnement tellurique. Toutefois, les résultats des campagnes de mesures passées n'ont mis en évidence qu'un faible effet des facteurs caractéristiques de l'habitat sur l'exposition moyenne de la population. Ainsi, pour une moyenne des débits de dose $\dot{\gamma}$ d'origine tellurique mesurés à l'intérieur de maisons individuelles de 54,8 nSv/h, celle des débits de dose mesurés à l'intérieur d'habitats collectifs s'établissait à 53,1 nSv/h. Ces deux valeurs étant très proches l'une de l'autre, il est donc retenu, pour chaque site de mesure, de ne pas tenir compte des caractéristiques de l'habitat.

Évaluation de la dose

Pour chaque commune de France métropolitaine, est calculée l'exposition (dose efficace) associée aux rayonnements $\dot{\gamma}$ d'origine tellurique, en tenant compte d'un budget temps à l'intérieur de l'habitat. À partir des budgets temps de la publication 66 de la CIPR, les budgets temps suivants sont retenus :

	Budget temps moyen (journalier)	
Intérieur de l'habitat	22 h/j	92 %
Extérieur de l'habitat	2 h/j	8 %

La dose efficace individuelle annuelle pour la commune est donnée par :

$$E_{moyen}(C_i) = E_{interieur\ moyen}(C_i) + E_{exterieur\ moyen}(C_i)$$

Avec :

- $E_{interieur\ moyen}(C_i) = \dot{E}_{interieur}(C_i) \times 24 \times 365 \times 0,92$
- $E_{exterieur\ moyen}(C_i) = \dot{E}_{exterieur}(C_i) \times 24 \times 365 \times 0,08$

La dose efficace individuelle moyenne dans un département est calculée en effectuant une pondération, par la population de chaque commune, des doses :

$$E_{moyen}(D) = \frac{\sum_{C_i \in D} E_{moyen}(C_i) \times P(C_i)}{\sum_{C_i \in D} P(C_i)}$$

Avec :

- $E_{moyen}(D)$ (Sv/an) : dose efficace individuelle moyenne du département D ;
- $P(C_i)$: population de la commune C_i .

De la même façon, la dose efficace individuelle moyenne en France est calculée en sommant les doses des communes de la France métropolitaine, pondérées par leurs populations respectives.

La répartition de la population dans les différentes communes de France métropolitaine, les communes et leurs coordonnées (contour, centre) proviennent de l'API Geo (<https://geo.api.gouv.fr/decoupage-administratif/communes>) qui s'appuie sur le COG de l'Insee du 1^{er} avril 2019 au moment où les données ont été extraites (<https://www.insee.fr/fr/information/3720946>).

7 3 RÉSULTATS

Les résultats sont les suivants :

- Le débit de dose gamma tellurique moyen à l'intérieur de l'habitat pondéré par la population communale est de 71,5 nSv/h ;
- $E_{moyen}(C_i)$ se situe dans un intervalle [0,3 mSv/an ; 2,0 mSv/an] ;
- $E_{moyen}(France)$ est égale à 0,63 mSv/an ;
- la répartition de l'exposition annuelle de la population dans son ensemble est présentée sur la figure ci-dessous. 95 % de la population est exposée à moins de 1,1 mSv/an et à plus de 0,36 mSv/an.

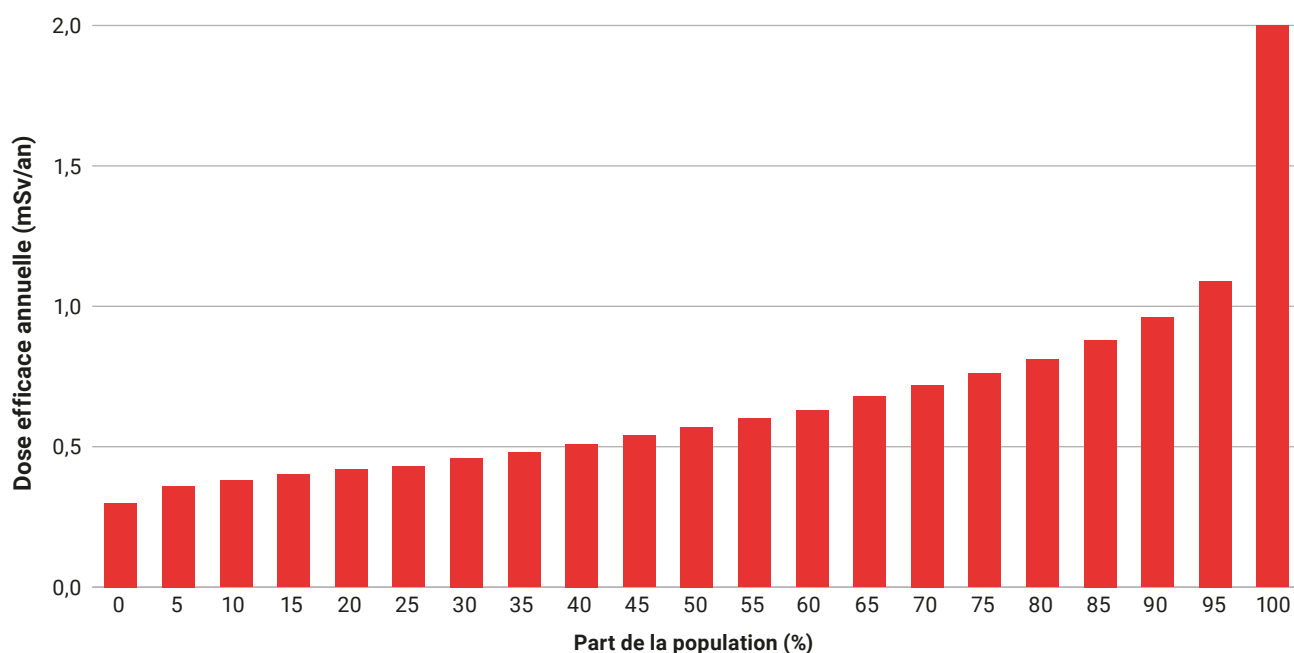


Figure A3. Répartition de l'exposition de la population (rayonnements telluriques).

La dose efficace moyenne par département est présentée dans le tableau ci-dessous.

Département	E Gamma (mSv/an)	Département	E Gamma (mSv/an)		
1	Ain	0,51	48	Lozère	0,92
2	Aisne	0,46	49	Maine-et-Loire	0,74
3	Allier	1,18	50	Manche	0,61
4	Alpes-de-Haute-Provence	0,48	51	Marne	0,40
5	Hautes-Alpes	0,56	52	Haute-Marne	0,51
6	Alpes-Maritimes	0,46	53	Mayenne	0,65
7	Ardèche	0,78	54	Meurthe-et-Moselle	0,85
8	Ardennes	0,51	55	Meuse	0,54
9	Ariège	0,89	56	Morbihan	1,02
10	Aube	0,43	57	Moselle	0,89
11	Aude	0,68	58	Nièvre	0,87
12	Aveyron	0,74	59	Nord	0,58
13	Bouches-du-Rhône	0,48	60	Oise	0,40
14	Calvados	0,55	61	Orne	0,55
15	Cantal	0,97	62	Pas-de-Calais	0,53
16	Charente	0,62	63	Puy-de-Dôme	0,98
17	Charente-Maritime	0,56	64	Pyrénées-Atlantiques	0,59
18	Cher	0,81	65	Hautes-Pyrénées	0,85
19	Corrèze	0,90	66	Pyrénées-Orientales	0,89
21	Côte-d'Or	0,55	67	Bas-Rhin	0,75
22	Côtes-d'Armor	0,77	68	Haut-Rhin	0,83
23	Creuse	1,27	69	Rhône	0,70
24	Dordogne	0,64	70	Haute-Saône	0,89
25	Doubs	0,64	71	Saône-et-Loire	0,84
26	Drôme	0,58	72	Sarthe	0,44
27	Eure	0,42	73	Savoie	0,60
28	Eure-et-Loir	0,40	74	Haute-Savoie	0,55
29	Finistère	1,09	75	Paris	0,42
2A	Corse du Sud	1,47	76	Seine-Maritime	0,40
2B	Haute-Corse	1,18	77	Seine-et-Marne	0,38
30	Gard	0,61	78	Yvelines	0,37
31	Haute-Garonne	0,89	79	Deux-Sèvres	0,73
32	Gers	0,74	80	Somme	0,49
33	Gironde	0,60	81	Tarn	0,79
34	Hérault	0,66	82	Tarn-et-Garonne	0,78
35	Ille-et-Vilaine	0,69	83	Var	0,54
36	Indre	0,72	84	Vaucluse	0,50
37	Indre-et-Loire	0,66	85	Vendée	0,87
38	Isère	0,53	86	Vienne	0,69
39	Jura	0,45	87	Haute-Vienne	1,10
40	Landes	0,54	88	Vosges	1,02
41	Loir-et-Cher	0,66	89	Yonne	0,57
42	Loire	1,10	90	Territoire de Belfort	1,05
43	Haute-Loire	1,03	91	Essonne	0,44
44	Loire-Atlantique	1,03	92	Hauts-de-Seine	0,37
45	Loiret	0,70	93	Seine-Saint-Denis	0,39
46	Lot	0,73	94	Val-de-Marne	0,40
47	Lot-et-Garonne	0,69	95	Val-d'Oise	0,38

7 4 RÉFÉRENCES

- **Ielsch, G., Cushing M.E., Combes Ph., Cuney M., 2010.** Mapping of the geogenic radon potential in France to improve radon risk management : methodology and first application to region Bourgogne. *Journal of Environmental Radioactivity* 101, 813-820.
- **Ielsch G., Cuney M., Buscail F., Rossi F, Leon A., Cushing. M.E., 2017.** Estimation and mapping of uranium content of geological units in France. *Environmental Radioactivity* 166, 210-219.
- **Warnery E., Ielsch G., Lajaunie C., Cale E., Wackernagel H., Debayle C., Guillevic J., 2015.** Indoor terrestrial gamma dose rate mapping in France: a case study using two different geostatistical models. *Journal of Environmental Radioactivity* 139, 140-148.

ANNEXE 4

EXPOSITION PAR INCORPORATION DE RADIONUCLÉIDES NATURELS

8 1

INTRODUCTION

Les denrées alimentaires contiennent naturellement des radionucléides qui trouvent leur origine dans les roches et sols depuis la formation de la terre (radionucléides telluriques), ou qui sont produits en permanence dans les hautes couches de l'atmosphère sous l'effet du rayonnement cosmique (cosmogéniques).

Les radionucléides telluriques que sont le potassium-40 (^{40}K), le rubidium-87 (^{87}Rb) et les descendants des chaînes de désintégration de l'uranium-238 (^{238}U), du thorium-232 (^{232}Th) et de l'uranium-235 (^{235}U) (dites chaînes U-Th), entrent dans la chaîne alimentaire terrestre en étant absorbés par les racines des végétaux ou par les mécanismes de remise en suspension et de dépôt foliaire de particules de sols. Les radionucléides cosmogéniques que sont le carbone-14 (^{14}C), le béryllium-7 (^7Be), le sodium-22 (^{22}Na) et le tritium (^3H), sont transférés principalement par voie aérienne aux feuilles des végétaux. Certains descendants des chaînes U-Th sont également transférés par voie foliaire. En effet, chacune des trois chaînes de désintégration donne naissance à un gaz radioactif, le radon, qui s'échappe du sol dans l'air et s'y désintègre en donnant naissance à des radionucléides qui se fixent sur des particules et se déposent sur les plantes.

En milieu marin, les radionucléides naturels proviennent du drainage des sols continentaux, du dégazage du radon dans l'eau, ainsi que du dépôt atmosphérique à la surface de l'eau des radionucléides cosmogéniques et des descendants du radon émis sur les terres. En milieu aquatique continental, ils proviennent essentiellement du drainage des sols.

Quel que soit le radionucléide, le transfert aux animaux d'élevage et aux produits animaux (lait, viande, œuf) se fait essentiellement par l'alimentation des animaux.

Les doses à l'Homme liées à l'incorporation de ces radionucléides naturels via l'alimentation dépendent de leurs teneurs dans les denrées (activités massiques exprimées en Bq/kg) et des quantités de ces denrées ingérées (kg), ainsi que d'un facteur de dose par unité d'incorporation par ingestion exprimé en sievert par becquerel ingéré (Sv/Bq).

Pour les mêmes raisons que celles exposées ci-dessus, les feuilles de tabac contiennent des radionucléides naturels. La consommation de cigarettes constitue donc une voie additionnelle d'exposition par incorporation de tels radionucléides.

Les facteurs de dose par unité d'incorporation par ingestion des radionucléides cosmogéniques sont faibles comparés à ceux des radionucléides descendants des chaînes U-Th : pour un adulte, ils sont 70 à 70 000 fois plus faibles. Il en est de même pour le ^{40}K (et le ^{87}Rb). Toutefois, en raison de son abondance dans l'environnement de manière générale et notamment dans l'organisme humain dans lequel il est maintenu constant (kaliémie), la dose par incorporation de ^{40}K est également conséquente.

La méthodologie utilisée pour estimer l'exposition de la population française à l'incorporation de radionucléides naturels est présentée dans le rapport PRP-ENV/SESURE 2014-18 (Doses liées à l'incorporation de radionucléides naturels par l'alimentation en France métropolitaine) ainsi que dans trois publications (Renaud *et al.*, 2015-1, 2015-2 et 2015-3).

L'exposition liée à l'incorporation de radionucléides naturels par la consommation de cigarettes a été estimée sur la base du nombre moyen de cigarettes consommées annuellement en France par habitant et de la dose liée à la consommation d'une cigarette. Cette estimation est détaillée par la suite.

8 2

DOSE EFFICACE ANNUELLE DUE AU POTASSIUM-40

Le potassium est régulé par l'organisme (kaliémie) : si l'apport alimentaire est suffisant, l'homéostasie maintient sa teneur dans l'organisme humain autour de 0,18 % de la masse corporelle. Le rapport de masse $^{40}\text{K}/\text{K}$ étant de $1,17 \cdot 10^{-4}$ et l'activité spécifique de ^{40}K étant de $2,6 \cdot 10^8$ Bq/kg de potassium, l'activité corporelle en ^{40}K d'un adulte est constante (de l'ordre de 4 000 à 5 000 Bq/personne) et conduit à une dose efficace de l'ordre de 180 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un adulte (Source UNSCEAR).

8 3 DOSES EFFICACES ANNUELLES DUES AUX RADIONUCLÉIDES COSMOGÉNIQUES (³H, ¹⁴C, ⁷BE ET ²²NA) AINSI QU'AU RUBIDIUM-87

La teneur en carbone d'un individu est également peu variable. Pour une activité spécifique actuelle de 226 Bq/kg de carbone, la dose correspondante due au ¹⁴C a été estimée de l'ordre de 10 µSv/an (Roussel-Debet 2007). Par ailleurs, les doses relativement faibles dues aux ⁸⁷Rb, ⁷Be, ²²Na et ³H ont été estimées par l'UNSCEAR (UNSCEAR 2000) à respectivement : 6 µSv/an, 3 µSv/an, 0,2 µSv/an et 0,01 µSv/an (pour la fraction naturelle seulement du tritium environnemental). Les doses par ingestion, liées à l'ensemble de ces radionucléides cosmogéniques et au ⁸⁷Rb, sont donc de l'ordre 20 µSv/an dont la moitié due au seul ¹⁴C.

8 4 DOSES EFFICACES ANNUELLES DUES AUX RADIONUCLÉIDES DES CHAÎNES DE DÉSINTÉGRATION DE L'URANIUM ET DU THORIUM PRÉSENTS DANS LES DENRÉES ALIMENTAIRES SOLIDES

Ces doses ont été estimées sur la base des activités des radionucléides dans les différentes catégories de denrées d'une part, et des quantités de chacune de ces catégories consommées annuellement issues d'enquêtes alimentaires menées en France d'autre part.

Activités des radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium dans les denrées alimentaires solides

L'IRSN effectue régulièrement des prélèvements de denrées produites en France à des fins d'analyses radiologiques dans le cadre de sa mission de surveillance de l'environnement, mais aussi d'activités de recherche ou de prestations. Ces analyses portent essentiellement sur des radionucléides artificiels et les données sur les radionucléides naturels sont rares hormis autour des installations de l'amont du cycle du combustible (anciennes mines d'uranium, installations de traitement du minerai, d'enrichissement de l'uranium et de fabrication du combustible).

Toutefois, depuis une vingtaine d'années, les teneurs de certains radionucléides naturels accessibles à la spectrométrie gamma sont parfois fournies. C'est le cas systématiquement du ⁴⁰K et fréquemment du ²¹⁰Pb, et dans une moindre mesure de ²²⁸Ac et ²¹⁴Bi pour lesquels les limites de détection sont le plus souvent trop élevées. En milieu terrestre, les activités de ²¹⁰Pb mesurées par spectrométrie gamma renseignent sur les activités de ²¹⁰Po aussi bien dans les denrées végétales qu'animales produites en milieu terrestre. Les activités de ²²⁸Ac sont représentatives de celles du ²²⁸Ra ; les activités du ²¹⁴Bi mesurées sont considérées comme représentatives de celle de ²²⁶Ra. Enfin, en raison de son importance dans les denrées marines et plus particulièrement dans les coquillages et les crustacées, des analyses de ²¹⁰Po y sont effectuées depuis quelques années.

Lorsqu'aucune donnée française n'était disponible, les données répertoriées dans la bibliographie internationale ainsi que des valeurs de référence, retenues par l'UNSCEAR, ont été examinées pour définir celles à prendre en compte.

Le tableau ci-après présente les activités massiques retenues à l'issue de cette étude pour évaluer des doses par ingestion de radionucléides naturels en France. Les valeurs indiquées sur fond violet sont issues des données françaises jugées suffisamment nombreuses et dont on a montré qu'elles sont en bon accord avec la bibliographie internationale. Il est important de noter qu'elles concernent les quatre principaux radionucléides contributeurs aux doses par ingestion. Les valeurs indiquées sur fond rose sont issues de la bibliographie internationale. Certaines sont par ailleurs en bon accord avec les quelques données françaises disponibles. Les valeurs indiquées sur fond vert correspondent aux valeurs de référence de l'UNSCEAR. Elles ont été retenues ici parce que la bibliographie internationale consultée, dans cette étude, ne permettait pas d'en définir de nouvelles.

Activités massiques retenues à l'issue de cette étude pour évaluer des doses par ingestion de radionucléides naturels

en France (mBq/kg frais).

	Activité massique (mBq/kg)									
	²³⁴ U	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³⁵ U
Produits laitiers	5	5	0,5	10	30	30	0,3	10	1,2	0,25
Viandes	2	2	2	50	100	100	2	50	4	0,1
Céréales	20	20	10	180	410	410	3	180	12	1
Légumes feuilles	20	20	20	90	340	340	15	90	60	1
Fruits, légumes fruits et racines	3	3	0,5	50	120	120	0,5	50	2	0,1
Gros poissons/céphalopodes	30	30	10	160	550	2 000	10	160	100	1,5
Petits poissons	30	30	10	160	550	10 000	10	160	100	1,5
Crustacés	30	30	10	160	500	18 000	10	160	100	1,5
Coquillages	500	500	200	160	1 200	27 000	10	160	100	1,5

Valeur issue des données françaises : case violette.

Valeur issue de la bibliographie : case rose.

Valeur reprise de l'UNSCEAR : case verte.

Au final, les activités massiques les plus élevées sont celles de ²¹⁰Pb et ²¹⁰Po, notamment dans les denrées marines pour ce dernier radionucléide, ainsi que, mais dans une moindre mesure, celles de radium-226 et radium-228. Ces radionucléides présentant par ailleurs les facteurs de dose par ingestion les plus élevés, ils seront les principaux contributeurs à l'exposition par l'alimentation. En raison de leur teneur très élevée en polonium-210, les quantités consommées de denrées marines ont été plus particulièrement précisées.

Rations alimentaires

L'évaluation des activités incorporées annuellement repose sur les activités massiques discutées précédemment et sur l'évaluation des quantités ingérées de chaque catégorie de denrées (rations alimentaires). Dans cette étude, les résultats de 11 enquêtes alimentaires ont été comparés en termes de quantités ingérées pour des adultes : les 4 enquêtes alimentaires nationales menées par l'Insee en 1991 et l'Afssa (aujourd'hui Anses) entre 1999 et 2015 (INCa1, INCa2 et INCa3), les 6 enquêtes locales menées autour d'installations nucléaires dont 5 réalisées par l'IRSN de 2008 à 2015, ainsi que l'enquête Calipso consacrée spécifiquement à la consommation de produits de la mer, menée par l'Afssa et l'Inra de 2003 à 2006 (cf. Figures A4-1 et A4-2, et Tableau ci-après). Les données issues de l'UNSCEAR sont présentées à titre indicatif pour comparaison avec les données nationales.

De l'analyse des résultats de l'ensemble de ces enquêtes, les rations alimentaires retenues pour évaluer l'exposition de la population aux radionucléides naturels par l'alimentation sont les suivantes.

Valeurs moyennes, minimales et maximales des quantités annuellement consommées de différentes catégories de denrées (kg/an), issues des résultats de 11 enquêtes alimentaires menées en France de 1991 à 2015.

Catégorie	Moyenne	Min.	Max.
Produits laitiers	122	102	175
Viandes	78	47	98
Dérivés céréaliers	86	66	123
Légumes feuilles	34	22	40
Autres légumes et fruits	211	128	337
Poissons*	17	6	19
Poissons**	35	15	88
Crustacés*	5	2	6
Crustacés**	12	12	46

* Sites éloignés de la mer.

** Sites de bord de mer.

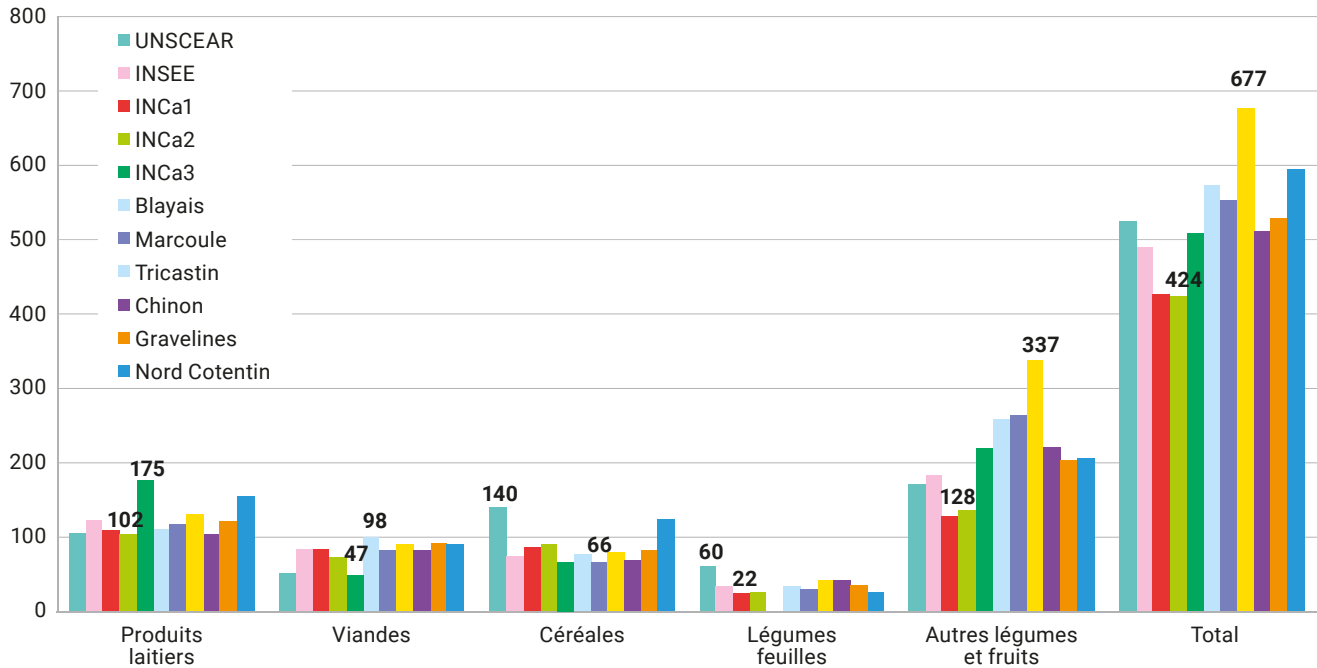


Figure A4-1. Comparaison des quantités annuellement ingérées par un adulte des catégories de denrées agricoles et issues de l'élevage (kg/an) correspondant aux différentes enquêtes alimentaires.

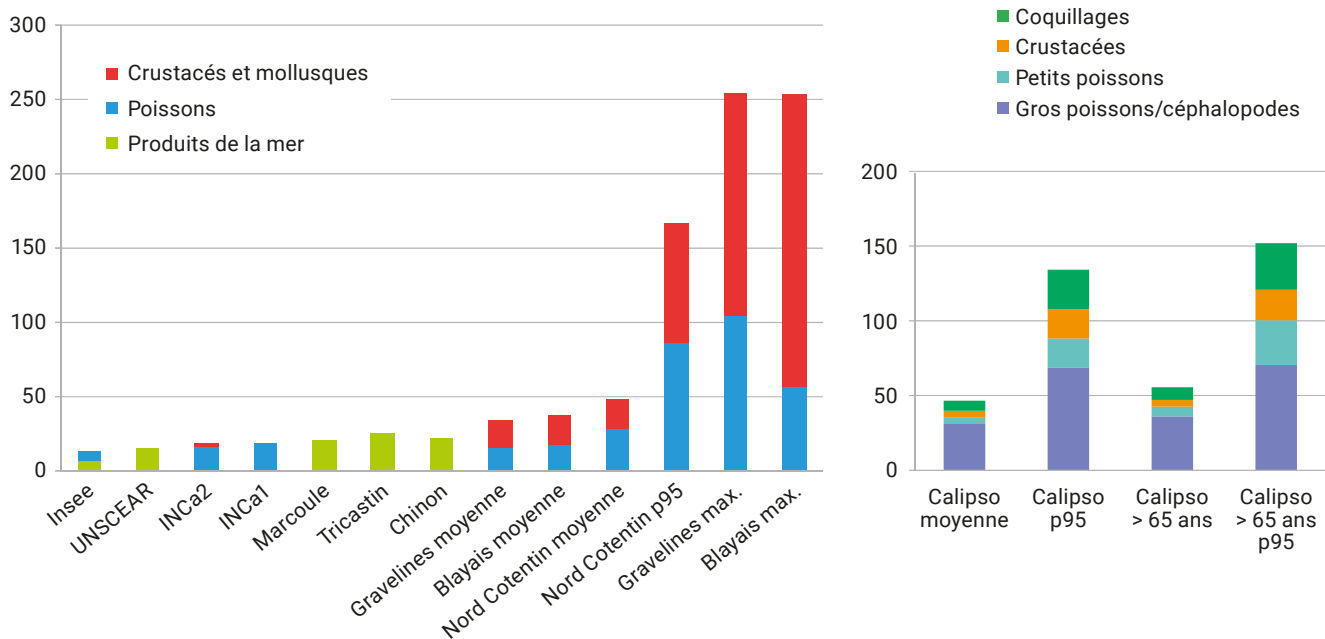


Figure A4-2. Comparaison des quantités annuellement ingérées par un adulte des catégories de denrées marines (kg/an) correspondant aux différentes enquêtes alimentaires et détail des résultats de l'enquête Calipso.

Résultats dosimétriques

Les doses efficaces estimées à partir des activités incorporées annuellement établies sur la base des activités massiques des différents radionucléides et des rations alimentaires, sont présentées dans la Figure A4-3 ci-dessous. Comme attendu, la variabilité des doses dues à l'incorporation des radionucléides descendants des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium par ingestion de denrées solides est liée à la forte teneur en polonium-210 des coquillages et des crustacés et à la grande variabilité dans la consommation de ce type de denrées. On distingue notamment les personnes qui n'en consomment jamais, celles qui en consomment occasionnellement (la majeure partie de la population) et celles qui en consomment beaucoup.

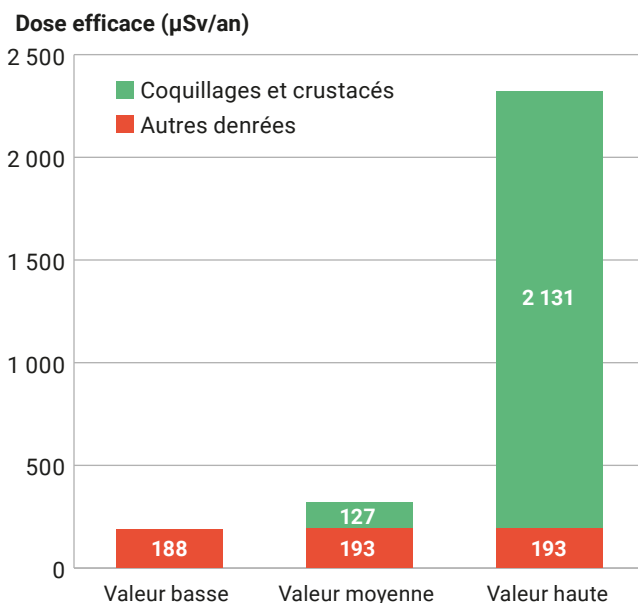


Figure A4-3. Doses efficaces liées à l'incorporation des radionucléides descendants des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium par ingestion de denrées solides, en $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Doses efficaces annuelles dues à la consommation d'eau

Les mesures réalisées en France dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine permettent de borner les doses les plus élevées liées à leur consommation, mais ne permettent pas d'approcher la moyenne. En effet, seuls les échantillons dépassant les valeurs guides font l'objet d'analyses complémentaires destinées à évaluer la dose totale indicative (DTI)⁽¹⁾. Par ailleurs, contrairement aux autres denrées pour lesquelles les moyennes calculées à l'échelle de la France font sens, une personne consomme soit son eau du robinet, soit une eau conditionnée qui a sa préférence. La dose reçue par une personne est donc directement liée à l'unité de distribution ou à son choix de consommation et pas à une moyenne nationale. Sur la base de mesures réalisées dans le cadre du contrôle sanitaire de la qualité radiologique des eaux du robinet en 2008-2009 (Rapport ASN/IRSN, février 2011), la dose reçue par les adultes via la consommation d'eau de boisson ne dépasse 100 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ que pour moins de 0,2 % d'entre eux s'ils boivent l'eau de leur robinet ou si leur choix s'est porté sur l'un des 4 % d'eaux conditionnées dont la consommation régulière (730 L/an) peut amener à dépasser cette dose. Pour la très grande majorité des adultes, la dose par ingestion d'eau est donc comprise entre quelques $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et 100 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Pour les 102 500 personnes alimentées par une eau dont la DTI est évaluée entre 100 et 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, une dose efficace forfaitaire de 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ a été retenue. Il convient de noter que des dispositions ont été prises par la Direction générale de la santé pour ramener à moins de 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ la dose efficace des personnes susceptibles de dépasser cette valeur.

Doses efficaces annuelles dues à la consommation de cigarette

La bibliographie internationale atteste de concentrations de radium-226 et de radium-228 dans les feuilles de tabac de l'ordre de quelques dizaines de mBq/kg, ainsi que de quelques dizaines de Bq/kg de plomb-210 et de polonium-210 (des niveaux similaires à ceux que l'on trouve dans les légumes feuilles, cf. tableau). L'incorporation de ces radionucléides lors de la consommation d'une trentaine de cigarettes par jour est susceptible de conduire à une dose efficace de 200 à 400 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (Papastefanou *et al.*, 2007). La dose annuelle pour la consommation de 1 cigarette/jour est donc estimée à 10 μSv .

(1) La dose totale indicative (DTI) correspond à la dose efficace engagée résultant d'une incorporation, pendant un an, de tous les radionucléides naturels et artificiels détectés dans une distribution d'eau (à l'exclusion du radon et de ses descendants à vie courte) figurant en annexe de l'arrêté du 12/05/04 fixant les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine.

■ Estimation de la consommation de cigarettes et de la dose moyenne

Sachant qu'en 2017, environ 50 10⁹ cigarettes ont été consommées en France (entre 44 et 63 milliards suivant qu'on se base sur les données de vente de cigarettes⁽²⁾ ou celles des enquêtes de consommation⁽³⁾), la dose efficace individuelle moyenne correspondante est estimée à environ 20 µSv/an (entre 18,8 et 26,8 µSv/an). La variabilité retenue pour cette exposition dans le cadre de ce bilan va de 0 µSv/an pour un non-fumeur à 300 µSv/an pour un gros fumeur⁽⁴⁾ (avec une consommation de 30 cigarettes par jour).

Bilan des doses liées à l'incorporation de radionucléides naturels en France

Le tableau et la figure suivants fournissent une synthèse des doses dues à l'incorporation de radionucléides naturels via l'alimentation en France pour différents scénarios. Les données qui s'écartent significativement à la hausse de la moyenne sont indiquées sur fond rose.

Synthèse des doses efficaces liées à l'incorporation de radionucléides naturels par ingestion de denrées et tabagisme (en µSv)

	Valeur basse	Valeur moyenne	Valeur haute (denrées)	Valeur haute (eau)	Valeur haute (tabac)	Valeurs hautes par cumul (eau, denrée tabac)
¹⁴ C, ⁸⁷ Rb, ⁷ Be, ²² Na, ³ H	20	20	20	20	20	20
⁴⁰ K	180	180	180	180	180	180
Chaînes U-Th dans l'eau	10	10	10	300	10	300
Chaînes U-Th dans les denrées solides, hors coquillages et crustacés	188	193	193	193	193	193
Chaînes U-Th coquillage et crustacés	0	127	2 131	127	127	2 131
Chaînes U-Th dans le tabac	0	20	20	20	300	300
Dose totale	398	550	2 554	840	830	3 124

(2) <https://www.la-croix.com/Sciences-et-ethique/Sante/ventes-cigarettes-fortement-baisse-2018-2019-01-11-1200994580>. 44,36 milliards de cigarettes délivrées aux buralistes en 2017.

(3) <https://www.santepubliquefrance.fr/etudes-et-enquetes/barometres-de-sante-publique-france/barometre-sante-2017>. 27 % des personnes de 20-65+ consommant en moyenne 13,3 cigarettes par jour.

(4) D'après le baromètre santé 2017 de Santé publique France, les gros fumeurs consommant plus de 20 cigarettes par jour représentent 11,2 % des fumeurs (Réf.10).

La dose efficace moyenne est estimée à 550 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. En fonction des habitudes de consommation de chacun, cette dose peut fortement varier, entre 400 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et plus de 3 100 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. La valeur basse correspond à une personne qui ne consomme pas de coquillages et crustacés et ne fume pas. La valeur « haute-fruits de mer » correspond à un gros consommateur de coquillages et de crustacés. La valeur « haute-eau » à la situation d'une personne qui consomme une eau chargée en radionucléides naturels. La valeur « haute-tabac » correspond à un gros fumeur. La dernière colonne correspond au cas d'une personne qui cumule les causes d'expositions élevées.

Il est important de noter que la contribution du polonium-210 représente de 60 % (cas de la valeur basse) à 98 % de la dose totale (cas du gros consommateur de coquillage et de crustacés). Les autres radionucléides contributeurs sont le plomb-210, suivis des radium-226 et radium-228. Les autres radionucléides, notamment l'uranium et le thorium ont une contribution négligeable.

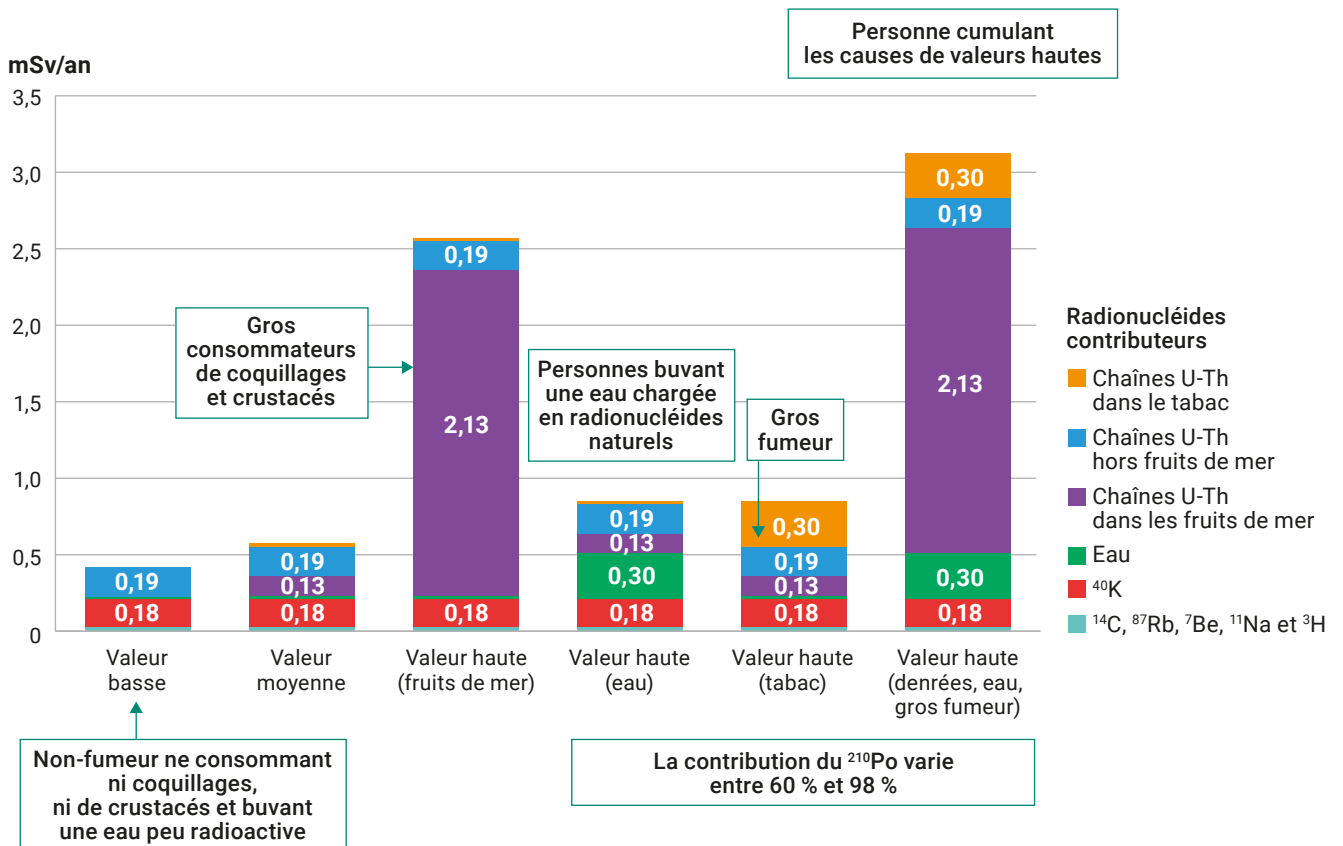


Figure A4-4. Synthèse des doses (exprimées en mSv/an) dues à l'incorporation par un adulte de radionucléides naturels.

8 4 RÉFÉRENCES

- **Papastefanou et al.** Radiation dose from cigarette tobacco ; radiation protection dosimetry vol 123, 1, 2007.
- **Renaud P.** Doses liées à l'incorporation de radionucléides naturels par l'alimentation en France métropolitaine. Rapport PRP-ENV SESURE 2014-18.
- **Renaud P., V. Parache V. and Roussel-Debet S.** Internal doses of French adult population linked to the intake of radionuclides from the decay-chains of uranium and thorium by foodstuffs ingestion. *Radioprotection* 50(2):118-122. 2015.
- **Renaud P., Roussel-Debet S., Pourcelot L., Gurriaran R.** ^{226}Ra and ^{228}Ra in French foodstuffs, *Radioprotection*, 50(2);111-116. 2015.
- **Renaud P., Roussel-Debet S., Pourcelot L., Thébault H., Loyen. J., Gurriaran R.** ^{210}Pb and ^{210}Po in French foodstuffs, *Radioprotection*, 50(2);123-128. 2015.
- **Roussel-Debet S.** Évaluation of ^{14}C doses since the end of the 1950s in metropolitan France; *Radioprotection* , vol 42(3), 297-313. 2007.
- **United Nation Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation (UNSCEAR).** Sources and effects of ionizing radiation, report 2008 of the general assembly, vol 2 annex B: Exposures from natural radiation sources.
- **Sakoda A., Fukao K., Kawabe A., Kataoka T., Hanamoto K., Yamaoka K.** Radioactivity of ^{210}Pb in Japanese cigarettes and radiation dose from smoking inhalation. *Radiation Protection Dosimetry*, Volume 150, Issue 1, June 2012, pages 109-113, <https://doi.org/10.1093/rpd/ncr364>.
- **Taroni M., Zagà V., Bartolomei P., Gattavecchia E., Pacifici R., Zuccaro P., Esposito M.** ^{210}Pb and ^{210}Po Concentrations in Italian Cigarettes and Effective Dose Évaluation. *Health Physics*: September 2014 - Volume 107 - Issue 3 - p. 195-199.
- <https://www.santepubliquefrance.fr/etudes-et-enquetes/barometres-de-sante-publique-france/barometre-sante-2017>
- <https://www.la-croix.com/Sciences-et-ethique/Sante/ventes-cigarettes-fortement-baisse-2018-2019-01-11-1200994580>
- **La qualité radiologique de l'eau du robinet en France - années 2008-2009.** Rapport ASN/IRSN, février 2011.

ANNEXE 5

EXPOSITION AU RADON

9 1

INTRODUCTION

Le radon est un gaz radioactif issu de la désintégration de l'uranium et du radium présents naturellement dans le sol et les roches. En se désintégrant, il forme des descendants solides, eux-mêmes radioactifs. Ces descendants peuvent se fixer sur les aérosols de l'air et, une fois inhalés, se déposer le long des voies respiratoires en provoquant leur irradiation.

L'accumulation de radon dans les espaces confinés tels que les bâtiments est variable selon la localisation et la nature des sols et roches sous-jacents, le type de bâtiment, le mode de construction du bâtiment et les habitudes de vie des occupants.

9 2

MÉTHODE DE CALCUL DE L'EXPOSITION AU RADON

Évaluation de la concentration en radon dans l'habitat

Une concentration moyenne en radon-222 dans l'habitat a été définie pour chacune des communes de France selon la méthodologie suivante.

Estimation de l'activité volumique du radon dans l'habitat

Un modèle géostatistique de cokrigeage a été développé et a permis d'estimer l'activité volumique du radon dans l'habitat à partir de résultats de mesure de la concentration en radon dans l'habitat et la cartographie du potentiel radon géogénique.

Les résultats de mesures dans l'habitat sont issus de la campagne IRSN/DGS menée de 1982 à 2003. Cette base de données compte 10 843 résultats géolocalisés à partir de l'adresse des habitations (Demoury, Ielsch *et al.*, 2013).

La cartographie du potentiel radon géogénique a été réalisée en 2010 et a conduit à classer les formations géologiques de France en fonction de leur potentialité à produire du radon et à faciliter son transport vers l'atmosphère. En résulte une carte du potentiel radon géogénique à l'échelle 1 : 1 000 000

construite en distinguant 5 classes de potentiel, faible à très élevé (Ielsch *et al.*, 2010 ; rapports DEI/SARG/2009-011 et DEI/SARG-2010-023).

Le modèle de cokrigeage visait à croiser les mesures disponibles dans les habitats avec les classes de potentiel radon de manière à extrapoler sur l'ensemble du territoire des niveaux de concentrations plausibles dans l'habitat, en relation avec le potentiel radon leur sol. Ceci a conduit à des estimations de l'activité volumique du radon dans l'habitat (Bq/m^3) sur une grille de 1x1 km (rapport PRP-DGE/2012-018). À partir de cette carte, une première valeur moyenne d'estimation a été attribuée en 2015 à chaque commune de France d'après le découpage communal en vigueur au 01/01/2013 (source : Insee, RP2011). Pour ce bilan 2020, la liste des communes en vigueur au 1^{er} avril 2019 a été prise en compte. Entre 2013 et 2019, 1 714 communes ont fusionné. Pour les nouvelles communes créées par ces fusions, l'estimation de l'activité volumique de radon moyenne correspond à la moyenne des valeurs de 2013 pondérée par le nombre d'habitants de chacune des anciennes communes. Il y a eu également quelques scissions de communes, entraînant la création de trois nouvelles communes. Pour celles-ci, l'estimation de l'activité volumique de radon moyenne de l'ancienne commune « mère » a été conservée pour les différentes communes « filles ».

Il est important de rappeler que, par essence, le modèle géostatistique de cokrigeage tend à « lisser les valeurs » de radon dans les habitats, c'est-à-dire que les valeurs extrêmes initiales des résultats de mesure ne peuvent donc être retrouvées par ces estimations, qui se rapprochent de valeurs moyennes.

Estimation d'une concentration en radon pour chaque type d'habitat par commune

Les 10 843 résultats de mesure de la concentration en radon dans l'habitat dont plus de 9 000 valeurs ont été mesurées dans des maisons particulières. Ces résultats sont donc essentiellement représentatifs de mesures réalisées dans des maisons individuelles.

Devant le faible nombre de mesures dans les habitats collectifs, et afin de pouvoir estimer une valeur moyenne dans les logements collectifs à partir de ces résultats, une correction des estimations issues du modèle géostatistique en fonction du type d'habitat a été réalisée à partir d'une droite de corrélation établie entre les résultats de mesure obtenus pour des maisons individuelles et ceux obtenus pour des logements collectifs. Pour chaque département, la moyenne arithmétique respective des résultats disponibles pour chaque type d'habitat a été calculée. La meilleure droite

de régression obtenue ($R^2 = 0,4392$) à partir de ces valeurs moyennes par département est la suivante :

$$C_{222Rn, coll} = 0,3396 \times C_{222Rn, ind} + 15,888$$

Avec :

- $C_{222Rn, ind}$: concentration moyenne en radon dans des maisons individuelles (Bq/m^3) ;
- $C_{222Rn, coll}$: concentration moyenne en radon dans des logements collectifs (Bq/m^3).

Une concentration moyenne en radon dans les logements collectifs a été calculée à partir de cette relation pour chaque commune ($C_{222Rn, com, coll}$), en utilisant la valeur de l'estimation obtenue par le modèle géostatistique comme concentration moyenne en radon dans les maisons individuelles ($C_{222Rn, com, ind}$).

Par ailleurs, le nombre d'habitations réparti selon le type de logement pour chaque commune est fourni par la base de l'Insee (source : Insee, Logements et résidences principales en 2016, parue le 17/09/2019 : PRINC3 – Résidences principales par type de logement, nombre de pièces et taille du ménage (<https://www.insee.fr/fr/statistiques/4171432?sommaire=4171436&q=princ3>). L'Insee distingue trois types de logement : les maisons, les appartements et les autres logements (logements-foyers, chambres d'hôtel, habitations de fortune, pièces indépendantes). Le pourcentage de la population vivant dans chaque type d'habitat (maison ou appartement) a été calculé pour chaque commune⁽¹⁾. Ainsi, une concentration moyenne en radon à l'intérieur de l'habitat, pondérée par le type d'habitat, a été calculée **pour chaque commune** par la relation suivante :

$$C_{222Rn, intérieur} = (\%_{com, ind} \times C_{222Rn, com, ind}) + (\%_{com, coll} \times C_{222Rn, com, coll})$$

Avec :

- $\%_{com, ind}$: pourcentage de la population vivant en maisons individuelles par commune ;
- $\%_{com, coll}$: pourcentage de la population vivant en logements collectifs par commune ;
- $C_{222Rn, com, ind}$: concentration moyenne en radon dans les maisons individuelles par commune ;
- $C_{222Rn, com, coll}$: concentration moyenne en radon dans les logements collectifs par commune ;
- $C_{222Rn, intérieur}$: concentration moyenne en radon à l'intérieur de l'habitat, pondérée par le type d'habitat par commune.

Estimation de la concentration moyenne en ^{222}Rn à l'intérieur de l'habitat en France

La concentration moyenne en ^{222}Rn à l'intérieur de l'habitat en France, pondérée par la population et le type d'habitat, est calculée de la manière suivante :

$$C_{222Rn} = \frac{\sum C_{222Rn, intérieur}(C_i) \times P(C_i)}{\sum P(C_i)}$$

Avec :

- C_{222Rn} (en Bq/m^3) : concentration moyenne en ^{222}Rn à l'intérieur de l'habitat en France, pondérée par la population et le type d'habitat ;
- $C_{222Rn, intérieur}(C_i)$: concentration moyenne en radon à l'intérieur de l'habitat, pondérée par le type d'habitat dans la commune (en Bq/m^3) ;
- $P(C_i)$: population de la commune C_i .

Évaluation de la dose efficace associée

Concentrations en radon-222 et radon-220 à l'intérieur et à l'extérieur de l'habitat

Le gaz radon présent dans l'air ambiant se transforme, par désintégration alpha, en descendants solides, eux-mêmes radioactifs à période courte. Les descendants diffusent rapidement dans l'atmosphère et finissent par se déposer au sol ou sur les parois des bâtiments si bien que, quel que soit le lieu, ils ne sont jamais totalement à l'équilibre radioactif avec le radon. Les fractions d'équilibre des descendants à période courte du radon avec celui-ci sont décrites par un facteur sans dimension dénommé « facteur d'équilibre ». Celui-ci est compris entre 0 (lorsque le radon est présent dans l'air sans descendants) et 1 (lorsque les descendants à période courte du radon sont présents dans l'air avec la même concentration que celui-ci). Ainsi, il est possible de relier la concentration mesurée en radon à une concentration dite équivalente à l'équilibre (EEC) *via* ce facteur. Cette concentration équivalente à l'équilibre correspond à la concentration de gaz radon à l'équilibre radioactif total avec ses descendants qui conduit à la même dose que celle due aux descendants du radon mesuré ; son calcul est une première étape dans l'évaluation de la dose efficace engagée.

(1) Il n'a pas été tenu compte de la catégorie « autres logements » du fait de l'absence de mesures. Notons que cette typologie d'habitat concerne un faible nombre de personnes au regard de la population totale d'une commune et le biais induit par cette approximation est réputé sans influence sur les estimations globales au niveau des communes.

À partir de la concentration moyenne en radon-222 à l'intérieur de l'habitat définie pour chaque commune, la concentration en radon équivalente à l'équilibre est calculée :

$$C_{222Rn,EEC,intérieur}(C_i) = 0,4 \times C_{222Rn,intérieur}(C_i)$$

Avec :

- $C_{222Rn,EEC,intérieur}(C_i)$: concentration en radon équivalente à l'équilibre, à l'intérieur de l'habitat pour la commune C_i (en Bq/m³) ;
- $C_{222Rn,intérieur}(C_i)$: concentration en radon, à l'intérieur de l'habitat pour la commune C_i (en Bq/m³) ;
- 0,4 = valeur du facteur d'équilibre entre le radon et ses descendants à vie courte.

Si la présence de radon-222 dans les habitats est directement liée à la teneur en radium, un autre isotope du radon lié à la présence de thorium dans les formations géologiques, le radon-220, appelé thoron, est également présent dans l'atmosphère et contribue à l'exposition globale liée au radon. L'estimation de sa concentration à partir de la concentration en radon-222 peut être dérivée de la relation donnée par (UNSCEAR 2000 et 2006).

$$C_{220Rn,EEC,intérieur}(C_i) = 0,03 \times C_{222Rn,EEC,intérieur}(C_i)$$

Avec $C_{222Rn,EEC,intérieur}(C_i)$: concentration en thoron équivalente à l'équilibre (EEC), à l'intérieur de l'habitat pour la commune C_i (en Bq/m).

La concentration moyenne en radon-222 à l'**extérieur de l'habitat** pour chaque commune à partir de la concentration en radon-222 à l'intérieur est dérivée de la relation donnée par (UNSCEAR-2008).

$$C_{222Rn,EEC,extérieur}(C_i) = 0,254 \times C_{222Rn,EEC,intérieur}(C_i)$$

La concentration (EEC) en thoron à l'**extérieur de l'habitat** est retenue égale à 0,1 Bq/m³ (UNSCEAR-2008).

Doses efficaces associées

Les doses sont calculées en considérant le budget temps suivant (publication CIPR 66) :

	Temps moyen (journalier)	Moyenne annuelle	
Intérieur de l'habitat	22 h/j	Soit 92 % du temps	8 030 h
Extérieur de l'habitat	2 h/j	Soit 8 % du temps	730 h

Les calculs de dose efficace (mSv/an) due au radon-222 ont été réalisés avec deux coefficients de dose Cd^{222Rn} (mSv/Bq/h/m³) différents :

- le coefficient de dose actuel réglementaire (fourni par la publication 65 de la CIPR) est de 1,1 mSv par mJ/h/m³ soit **2,44 10⁶ mSv par Bq/h/m³**, en considérant un facteur d'équilibre de 0,4 ;
- le coefficient de dose recommandé par la publication 137 CIPR pouvant être utilisé pour une activité domestique⁽²⁾ est de 3 mSv par mJ/h/m³. Pour un facteur d'équilibre de 0,4, le coefficient de dose est de **6,67 10⁻⁶ mSv par Bq/h/m³**.

La dose efficace (mSv/an) due au radon-222 à l'intérieur de l'habitat est calculée selon l'expression suivante :

$$E_{222Rn,intérieur}(C_i) = \frac{Cd_{222Rn} \times C_{222Rn,EEC,intérieur}(C_i) \times 8\,030}{0,4}$$

La dose efficace (mSv/an) due au radon-222 à l'extérieur de l'habitat est évaluée selon l'expression suivante :

$$E_{222Rn,extérieur}(C_i) = \frac{Cd_{222Rn} \times C_{222Rn,EEC,extérieur}(C_i) \times 730}{0,4}$$

La dose efficace (nSv/an) due au radon-220 à l'intérieur de l'habitat est évaluée en retenant le facteur de dose adopté par l'UNSCEAR 2008, soit 40 nSv par Bq/h/m³ de thoron à l'équilibre, selon l'expression suivante :

$$E_{220Rn,extérieur}(C_i) = 40 \times 8\,030 \times C_{220Rn,EEC,intérieur}(C_i)$$

(2) *Managing exposure due to radon at home and at work. Information overview prepared by the Inter-Agency Committee on Radiation Safety (IACRS). July 2020.*

La dose efficace (nSv/an) due au radon-220 à l'extérieur de l'habitat est évaluée selon l'expression suivante :

$$E_{220\text{Rn},\text{extérieur}}(C_i) = 40 \times 730 \times C_{220\text{Rn},\text{EEC},\text{extérieur}}(C_i)$$

La dose efficace individuelle totale moyenne (mSv/an) due à l'exposition **au radon et au thoron** dans la commune C_i est alors :

$$E_{220\text{Rn},222\text{Rn}}(C_i) = 10^{-6} \times (E_{220\text{Rn},\text{extérieur}}(C_i) + E_{220\text{Rn},\text{intérieur}}(C_i)) + E_{222\text{Rn},\text{extérieur}}(C_i) + E_{222\text{Rn},\text{intérieur}}(C_i)$$

La dose moyenne dans un département est calculée en effectuant une pondération, par la population de chaque commune, de la dose totale due à l'exposition au radon et au thoron, soit :

$$E_{220\text{Rn},222\text{Rn}}(D) = \frac{\sum_{C_i \in D} E_{220\text{Rn},222\text{Rn}}(C_i) \times P(C_i)}{\sum_{C_i \in D} P(C_i)}$$

Avec :

- $E_{220\text{Rn},222\text{Rn}}(D)$ (mSv/an) : dose efficace individuelle moyenne annuelle due à l'exposition au radon et au thoron dans le département D ;
- $P(C_i)$: population de la commune C_i .

De la même façon, les doses efficaces moyennes en France sont calculées en sommant sur les communes de la France entière.

9 3 DONNÉES SUR LA POPULATION

La répartition de la population dans les différentes communes de France métropolitaine est issue de l'API Geo qui s'appuie sur le COG de l'Insee du 1^{er} avril 2019, moment de l'extraction des données.

9 4 RÉSULTATS

Les résultats sont les suivants :

- la concentration moyenne en ^{222}Rn à l'intérieur de l'habitat en France métropolitaine, pondérée par la population et le type d'habitat, est de 60,8 Bq/m³ ;
- en utilisant le facteur de dose de la CIPR n° 65 en vigueur à la date de la présente étude :
 - $E_{220\text{Rn},222\text{Rn}}(\text{France})$ est égale à 1,446 mSv/an,
 - $E_{\text{moyen}}(C_i)$ € [0,31 mSv/an ; 19,0 mSv/an],
 - 95 % de la population reçoit moins de 3,16 mSv/an,
 - 5 % de la population reçoit moins de 0,54 mSv/an,
 - moyennes arithmétiques des valeurs de dose efficace annuelle (mSv/an) :

	Intérieur de l'habitat	Extérieur de l'habitat
^{222}Rn	1,74	0,03
^{220}Rn	0,34	< 0,01

- en prenant en compte le facteur de dose recommandé par la CIPR n° 137 :
 - $E_{220\text{Rn},222\text{Rn}}(\text{France})$ est égale à 3,54 mSv/an ;
 - $E_{\text{moyen}}(C_i)$ € [0,75 mSv/an ; 46,7 mSv/an] ;
 - 95 % de la population reçoit moins de 7,8 mSv/an ;
 - 5 % de la population reçoit moins de 1,3 mSv/an.
 - moyennes arithmétiques des valeurs de dose efficace annuelle (mSv/an) :

	Intérieur de l'habitat	Extérieur de l'habitat
^{222}Rn	4,76	0,07
^{220}Rn	0,34	< 0,01

La dose efficace moyenne par département est présentée dans le tableau ci-dessous en fonction du facteur de dose considéré :

Département	E (mSv/an)		Département	E (mSv/an)			
	CIPR n° 65	CIPR n° 137		CIPR n° 65	CIPR n° 137		
1	Ain	1,47	3,61	48	Lozère	5,07	12,47
2	Aisne	1,28	3,15	49	Maine-et-Loire	0,97	2,38
3	Allier	3,30	8,13	50	Manche	2,05	5,05
4	Alpes-de-Haute-Provence	1,18	2,90	51	Marne	1,04	2,55
5	Hautes-Alpes	1,54	3,78	52	Haute-Marne	2,58	6,35
6	Alpes-Maritimes	1,05	2,57	53	Mayenne	2,04	5,03
7	Ardèche	2,57	6,32	54	Meurthe-et-Moselle	1,18	2,89
8	Ardennes	1,56	3,85	55	Meuse	1,73	4,26
9	Ariège	2,52	6,20	56	Morbihan	3,13	7,71
10	Aube	0,86	2,12	57	Moselle	1,26	3,10
11	Aude	1,41	3,46	58	Nièvre	2,73	6,71
12	Aveyron	1,74	4,29	59	Nord	0,97	2,39
13	Bouches-du-Rhône	0,84	2,07	60	Oise	1,07	2,64
14	Calvados	1,53	3,76	61	Orne	1,95	4,79
15	Cantal	3,20	7,87	62	Pas-de-Calais	1,01	2,49
16	Charente	1,52	3,74	63	Puy-de-Dôme	3,08	7,57
17	Charente-Maritime	0,97	2,39	64	Pyrénées-Atlantiques	0,99	2,43
18	Cher	1,66	4,09	65	Hautes-Pyrénées	2,36	5,81
19	Corrèze	3,85	9,47	66	Pyrénées-Orientales	1,32	3,25
21	Côte-d'Or	2,41	5,94	67	Bas-Rhin	1,08	2,66
22	Côtes-d'Armor	2,44	5,99	68	Haut-Rhin	1,96	4,81
23	Creuse	6,06	14,91	69	Rhône	1,43	3,53
24	Dordogne	2,19	5,40	70	Haute-Saône	3,24	7,97
25	Doubs	2,79	6,87	71	Saône-et-Loire	2,96	7,28
26	Drôme	2,02	4,97	72	Sarthe	0,92	2,26
27	Eure	1,20	2,94	73	Savoie	1,78	4,37
28	Eure-et-Loir	1,22	3,01	74	Haute-Savoie	1,14	2,79
29	Finistère	2,69	6,62	75	Paris	0,53	1,31
2A	Corse du Sud	4,08	10,04	76	Seine-Maritime	1,01	2,49
2B	Haute-Corse	2,28	5,62	77	Seine-et-Marne	0,98	2,42
30	Gard	1,43	3,53	78	Yvelines	0,78	1,91
31	Haute-Garonne	1,78	4,38	79	Deux-Sèvres	2,14	5,25
32	Gers	1,87	4,59	80	Somme	1,03	2,52
33	Gironde	0,80	1,96	81	Tarn	1,81	4,45
34	Hérault	1,18	2,89	82	Tarn-et-Garonne	1,79	4,39
35	Ille-et-Vilaine	1,57	3,86	83	Var	1,29	3,17
36	Indre	2,15	5,30	84	Vaucluse	1,19	2,92
37	Indre-et-Loire	1,12	2,75	85	Vendée	1,84	4,53
38	Isère	1,52	3,73	86	Vienne	1,80	4,42
39	Jura	2,17	5,34	87	Haute-Vienne	4,18	10,29
40	Landes	0,59	1,44	88	Vosges	2,59	6,38
41	Loir-et-Cher	1,52	3,74	89	Yonne	1,53	3,77
42	Loire	2,71	6,67	90	Territoire de Belfort	2,81	6,92
43	Haute-Loire	3,67	9,03	91	Essonne	0,87	2,14
44	Loire-Atlantique	1,88	4,62	92	Hauts-de-Seine	0,58	1,43
45	Loiret	1,42	3,50	93	Seine-Saint-Denis	0,62	1,53
46	Lot	1,81	4,46	94	Val-de-Marne	0,70	1,73
47	Lot-et-Garonne	1,43	3,51	95	Val-d'Oise	0,82	2,02

9 5 RÉFÉRENCES

- **Rapport IRSN/DEI/SARG/2009-011.** Ielsch G., 2009. Cartographie du potentiel radon des formations géologiques à l'échelle du 1/1 000 000^e, Méthode générale.
- **Rapport IRSN/DEI/SARG-2010-023.** Ielsch G., 2010. Cartographie du potentiel radon des formations géologiques à l'échelle du 1/1 000 000^e, Atlas départemental.
- **Ielsch, G., Cushing M.E., Combes Ph., Cuney M., 2010.** Mapping of the geogenic radon potential in France to improve radon risk management : methodology and first application to region Bourgogne. *Journal of Environmental Radioactivity* 101 (2010) 813-820.
- **Rapport RT/PRP-DGE/2012-018.** Pouchol C., 2012. Analyse spatiale et cartographie du radon sur le territoire métropolitain par l'utilisation de méthodes géostatistiques.
- **Demoury C., Ielsch G., Hemon D., Laurent O., Laurier D., Clavel J., Guillevic J., 2013.** A statistical evaluation of the influence of housing characteristics and geogenic radon potential on indoor radon concentrations in France. *Journal of Environmental Radioactivity* 126 (2013) 216-225.
- **Ielsch G., Pouchol C., Lajaunie C., Guillevic J., Wackernagel H.** Radon mapping in France: geostatistical modeling using measurements of indoor radon concentration and geogenic radon potential (pour soumission à Science of the Total Environment).

ANNEXE 6

EXPOSITION ASSOCIÉE AUX USAGES INDUSTRIELS ET MILITAIRES DE LA RADIOACTIVITÉ

10 1

INTRODUCTION

La population française métropolitaine est exposée aux radionucléides présents dans l'environnement et hérités des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Les personnes résidant autour des installations nucléaires sont potentiellement exposées aux activités des radionucléides ajoutées à cet environnement du fait des rejets de ces installations. Après un rappel des principaux éléments relatifs au calcul de ces expositions, cette annexe fournit également les effectifs des populations qui ont permis de calculer une dose efficace moyenne pondérée pour un adulte représentatif de l'ensemble de la population française métropolitaine.

10 2

EXPOSITION AUX RETOMBÉES DES ESSAIS ATMOSPHÉRIQUES D'ARMES NUCLÉAIRES ET DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

- Généralités -

De 1945 à 1980 plus de 500 essais atmosphériques d'armes nucléaires ont été réalisés par les États-Unis, l'Union soviétique, la Grande-Bretagne, la Chine et la France. L'essentiel des retombées radioactives s'est produit sur deux périodes : de 1951 à 1958, puis de 1961 à 1962. Ces essais ont libéré dans l'atmosphère de nombreux radionucléides dont une vingtaine a contribué à l'essentiel de l'exposition de la population française. En mai 1986, les masses d'air contaminées par l'accident de Tchernobyl ont engendré des dépôts radioactifs sur la France, principalement d'iode-131, de césium-137 et de césium-134.

Ces retombées anciennes ont engendré des dépôts radioactifs, notamment lors des pluies, et une contamination des sols. Si la plupart de ces radionucléides de période radioactive courte (inférieure à 3 ans) ont disparu par décroissance radioactive, le césium-137 (^{137}Cs) dont la période radioactive est de 30 ans, le strontium-90 (^{90}Sr) de 28 ans de période, les isotopes 238, 239, 240 et 241 du plutonium (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu et ^{241}Pu) de périodes respectives de 88 ans, 24 000 ans, 6 560 ans et 14 ans, ainsi que l'américium-241 (^{241}Am)⁽¹⁾ de 433 ans de période, sont toujours présents dans les sols qui constituent le réservoir qui alimente toutes les autres composantes de l'environnement.

Par ailleurs, la désintégration dans l'atmosphère et la chute dans l'océan Indien en 1964 d'un satellite américain alimenté par du plutonium-238 a également contribué pour moitié à l'apport de ce radionucléide dans l'environnement de l'hémisphère nord. Dans cet hémisphère, un rapport d'activités $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0,03, est caractéristique de ces retombées anciennes. L'américium-241 n'a pas été produit directement lors des essais nucléaires ; il s'est progressivement formé par désintégration du plutonium-241. Son activité dans l'environnement est actuellement deux fois plus faible que celles de $^{239+240}\text{Pu}$. Les cartes de France des activités de ces radionucléides de période longue déposés à l'issue de ces retombées, sont présentées dans la Figure A6-1 ci-contre.

Les cartes montrent l'hétérogénéité spatiale des activités déposées liées aux hauteurs de précipitations moyennes annuelles dans le cas des essais nucléaires et au cours de la première semaine de mai 1986 dans le cas des retombées de l'accident de Tchernobyl. Les sols qui constituent le réservoir de ces radionucléides alimentent toutes les autres composantes de l'environnement. Les activités massiques et volumiques de ces radionucléides sont extrêmement variables du fait de la variabilité des dépôts radioactifs initiaux et de leur devenir.

(1) Provenant de la désintégration du plutonium-241.

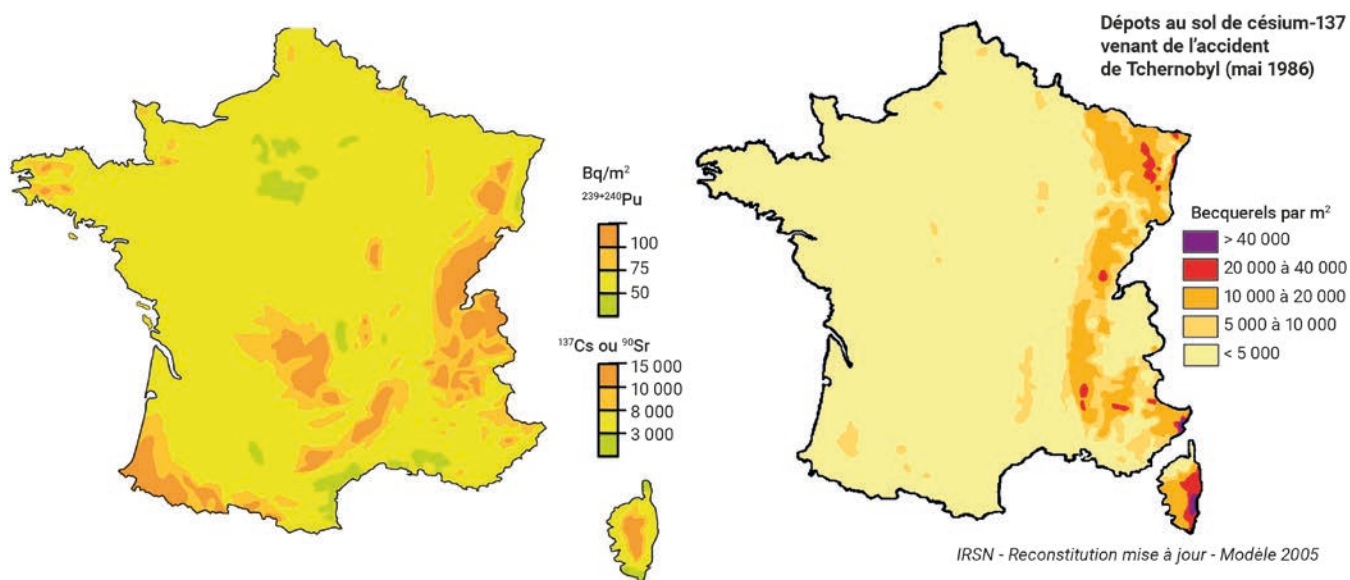


Figure A6-1. Carte des dépôts cumulés de césium-137, strontium-90 et plutonium-(239+240) à l'issue des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (carte de gauche) et des dépôts de césium-137 consécutifs à l'accident de Tchernobyl (carte de droite).

Les différentes études menées depuis le début des années 2000 ont permis d'identifier les quelques zones du territoire où la rémanence des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl dans les sols est la plus élevée (désignées par ZRE pour Zone de Rémanence Élevée dans le reste du document). Les principales ZRE sont localisées dans les massifs montagneux (Vosges, Jura, Massif central, Pyrénées et Alpes, et dans une moindre mesure Monts d'Arrée) ainsi que dans la vallée du Rhône ; certaines de ces zones ont fait l'objet d'un constat radiologique spécifique en 2013-2014. Elles sont globalement caractérisées par des dépôts de césium-137 supérieurs à 10 000 Bq/m² et des sols propices à la rétention de ce radionucléide. À titre d'illustration, la Figure A6-2 ci-après présente les gammes d'activités massiques du césium-137 dans les sols de prairie et la Figure A6-3 ci-après présente les activités volumiques du lait produit en France en distinguant ces zones de rémanence élevée. Dans le cas du strontium-90 et des actinides dont les dépôts initiaux ont été plus homogènes sur le territoire, les données disponibles ne permettent pas de discerner ces zones et de leur attribuer des valeurs spécifiques d'activités massiques des denrées qui y sont produites.

Dans le cas du tritium (période radioactive de 12 ans) et du carbone-14 (période radioactive de 5 730 ans), c'est l'air qui constitue ce réservoir et leurs activités sont beaucoup plus homogènes spatialement. De plus leur comportement spécifique dans l'environnement conduit également à une homogénéité de leur concentration entre les différentes composantes de l'environnement.

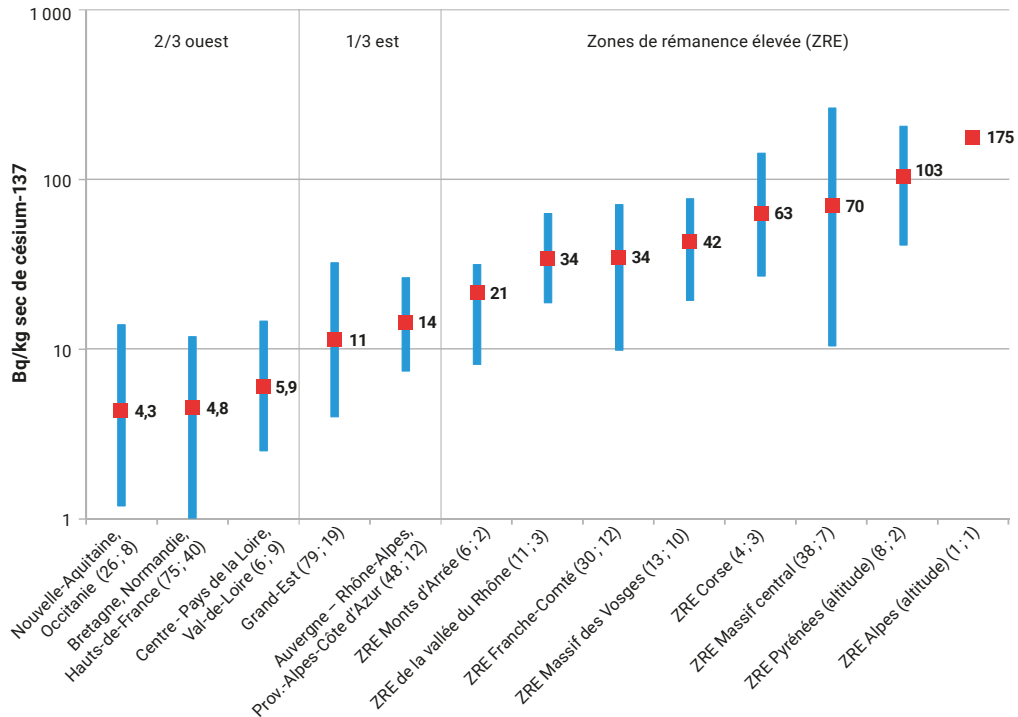


Figure A6-2. Activités de césium-137, min, max et moyennes en Bq/kg de sol sec, mesurées par l'IRSN et Subatech dans des échantillons de sols de prairie prélevés entre 2008 et 2018 (en 2006 et 2007 dans le cas de certains échantillons de Franche-Comté et de Massif central) sur une profondeur de 5 cm ; pour chaque ensemble géographique figure entre parenthèses, le nombre de résultats de mesure et le nombre de communes de provenance des échantillons.

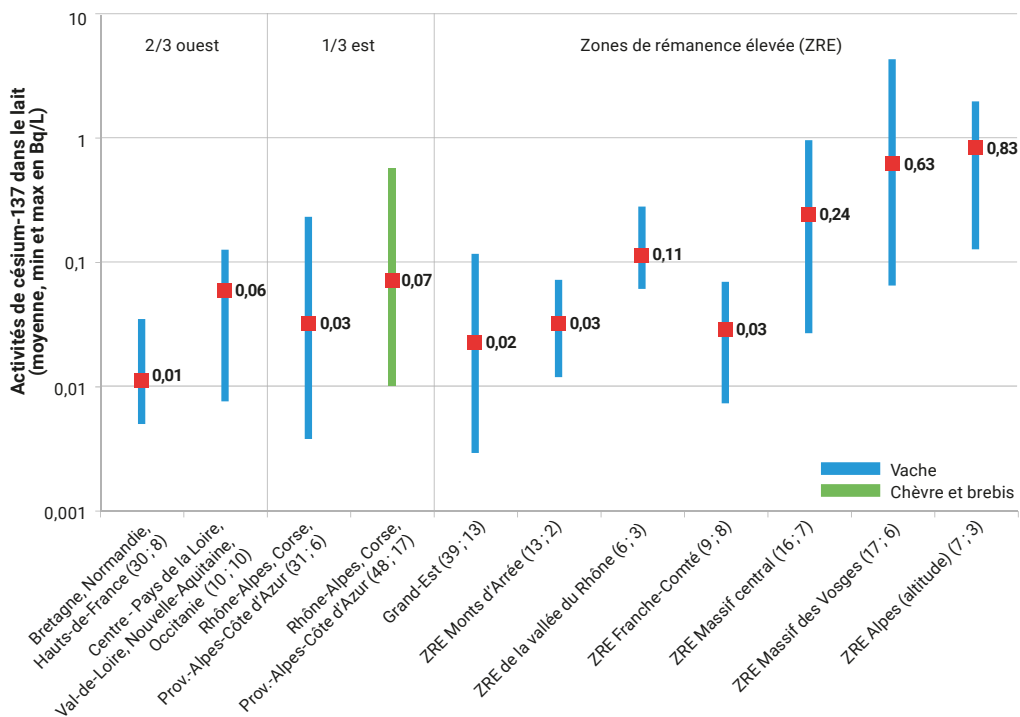


Figure A6-3. Activités volumiques de césium-137, min, max et moyennes en Bq/L, mesurées par l'IRSN dans des échantillons de lait de vache collectés entre 2008 et 2018 ; pour chaque ensemble géographique figure entre parenthèses, le nombre de résultats de mesure et le nombre de communes de provenance des échantillons.

Expositions de la population au césium-137

Le césium-137 présent dans l'environnement induit une exposition externe – c'est le cas du césium présent dans les sols ou dans l'air – ainsi qu'une exposition interne liée à son incorporation par ingestion de denrées et, dans une moindre mesure, par inhalation.

Doses efficaces liées à l'incorporation par ingestion de denrées

À l'issue d'une analyse des teneurs en césium-137 des différentes catégories de denrées, les doses liées à l'incorporation de ce radionucléide par ingestion peuvent être estimées de manière très complète en prenant en compte la plupart des types de denrées. Les doses efficaces pour un adulte sont calculées suivant la même méthodologie⁽²⁾ que celle utilisée dans le bilan de l'état radiologique de l'environnement français 2015-2017 pour évaluer les expositions dues aux rejets des installations nucléaires. Le Tableau A6-1 présente, pour chaque catégorie de denrées, les moyennes des activités massiques et volumiques de césium-137 (Bq/L ou Bq/kg frais) mesurées, les quantités annuellement consommées (kg/an) et les doses efficaces correspondantes ainsi que leur contribution à la dose efficace totale par ingestion (%). Les activités massiques et volumiques du lait de vache, de la viande de bœuf, des fromages de vache ainsi que de la viande de gibier et des champignons provenant des zones de rémanence élevée des retombées anciennes (ZRE) étant significativement plus élevées que celles du reste du pays, des doses spécifiques ont été calculées pour des personnes consommant ces denrées ; la fraction que cette consommation est supposée représenter dans la quantité consommée annuellement est précisée dans le tableau (autoconsommation en %).

La valeur du facteur de dose par unité d'incorporation (DPUI) utilisé, $1,3 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq ingéré, est celle fixée par l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 du *Journal officiel de la République française*.

La dose efficace totale liée à l'incorporation de césium-137 par ingestion de denrées est ainsi estimée pour un adulte à $1 \mu\text{Sv}/\text{an}$ en 2020⁽³⁾. Cette dose est 30 fois inférieure à celle estimée pour l'année 1964 et près de 300 fois inférieure à celle estimée pour l'année 1986.

83 % de cette dose seraient liées à la consommation de deux types de denrées : les champignons sauvages (54 % de la dose totale malgré une quantité annuellement consommée supposée très faible de 2,5 kg frais par an) et le porc (29 % de la dose totale). Dans le cas des champignons, cette forte contribution s'explique par l'activité massique moyenne élevée de ces denrées (16 Bq/kg frais) ; dans le cas du porc, elle résulte de la conjonction d'une activité massique moyenne qui est la plus élevée de toutes les denrées agricoles ou d'élevage (7 Bq/kg frais) et d'une consommation conséquente (30 kg/an). Les contributions des autres denrées sont beaucoup plus faibles, comprises entre 0,1 (poissons de rivière) et 2,6 % (lait et produits laitiers frais de vache).

Une quinzaine d'analyses de plateaux-repas ont été effectuées de 2005 à 2007. Ces analyses n'ont donné qu'un seul résultat significatif de 0,43 Bq/personne/jour. En supposant 365 jours de consommation annuelle, la dose efficace annuelle correspondante est de $2,0 \mu\text{Sv}/\text{an}$.

La dose efficace totale liée à l'incorporation de césium-137 par ingestion de denrées atteindrait $4 \mu\text{Sv}/\text{an}$ pour des personnes consommant en partie des denrées venant de ZRE. La contribution des champignons sauvages atteindrait alors 75 %, toujours suivie de celle de porc (7 %), puis de celles liées à la consommation de viande de gibier (6 %), de viande de bœuf et de produits laitiers frais (4,5 % chacune), les consommations des autres types de denrées étant chacune inférieures à 1 % (Figure A6-4 ci-après).

L'écart important entre les activités massiques des denrées sauvages (champignons, gibiers et baies), notamment celles provenant des zones de rémanence élevée, et les denrées issues de l'agriculture et de l'élevage, suscite l'intérêt de considérer le cas de personnes qui en consommeraient des quantités plus importantes. Ainsi, une personne qui prendrait deux fois par mois un repas composé de 200 g de gibier et 100 g de champignons, assorti de 100 g de baies (activité moyenne des baies de 8 Bq/kg frais) provenant de ZRE, recevrait une dose supplémentaire de $80 \mu\text{Sv}/\text{an}$ imputable équitablement au gibier et aux champignons, la contribution des baies étant inférieure à 10 %.

(2) Calculs de moyennes et prise en compte des valeurs non significatives, rations alimentaires, facteur de dose par unité d'incorporation.

(3) Cette dose est estimée sur la base des activités massiques et volumiques mesurées dans les denrées produites en France entre 2008 et 2019 ; ces activités évoluent cependant très lentement et la dose annuelle estimée peut être affectée à l'année 2020.

On peut également considérer le cas extrême d'un très gros consommateur de ces produits qui prendrait deux fois par semaine un repas composé de 300 g de viande de gibier (ce qui revient à remplacer toute sa consommation annuelle de viande de porc par de la viande gibier), 250 g de champignons et 100 g de baies, dont les activités massiques seraient les

plus élevées mesurées (900 Bq/kg pour la viande, 600 Bq/kg pour les champignons et 32 Bq/kg pour les baies) ; la dose totale reçue par cette personne, incluant les contributions des autres types de denrées (hors consommation de porc remplacée par le gibier) atteindrait alors de 580 μ Sv/an.

Tableau A6-1. Doses efficaces par incorporation de césium-137 liées à l'ingestion par un adulte de denrées produites en France entre 2008 et 2019.

Catégories de denrées	Activités mass. ou vol. (Bq/kg frais ou Bq/L)		Rations (kg/an)	Auto-consommation (%)	Doses efficaces (Sv/an)		Contributions (%)	
	Hors ZRE	En ZRE			Hors ZRE	En ZRE	Hors ZRE	En ZRE
Dérivés céréaliers	0,05		31		1,9E-08	1,9E-08	2,0	0,5
Légumes feuilles	0,03		24		1,1E-08	1,1E-08	1,1	0,3
Légumes fruits	0,01		60		1,1E-08	1,1E-08	1,1	0,3
Légumes racines	0,03		38		1,3E-08	1,3E-08	1,3	0,3
Lait de vache*	0,03	0,54	59	43	2,6E-08	1,8E-07	2,6	4,5
Lait de chèvre	0,07		5,5	43	5,0E-09	5,0E-09	0,5	0,1
Fromages chèvre/brebis	0,10		1,1		1,4E-09	1,4E-09	0,1	0,04
Fromages de vache	0,04	0,43	13	5	6,6E-09	3,6E-09	0,7	0,1
Viande de bœuf**	0,07	1,7	21	38	1,9E-08	1,8E-07	1,9	4,5
Porc	0,7		30		2,8E-07	2,8E-07	29	7,0
Viande de volaille	0,04		16		9,3E-09	9,3E-09	1,0	0,2
Fruits	0,03		55		1,9E-08	1,9E-08	2,0	0,5
Vins et cidres	0,02		27		7,9E-09	7,9E-09	0,8	0,2
Poissons de mer	0,09		11		1,2E-08	1,2E-08	1,2	0,3
Mollusques et crustacés***	0,01		1,6		2,1E-10	2,1E-10	0,02	0,01
Poissons de rivière	0,08		0,6		6,1E-10	6,1E-10	0,1	0,02
Viande de gibier	2	55	0,4	89	1,1E-08	2,5E-07	1,1	6,4
Champignons sauvages	16	94	2,5	97	5,3E-07	3,0E-06	54	75
Eau****	0,0003		730		2,8E-09	2,8E-09	0,2	0,07

* Et produits laitiers frais (yaourts, fromages frais...).

** Et viande de mouton.

*** L'activité massique moyenne est celle des coquillages, les activités des crustacés et des céphalopodes étant le plus souvent non quantifiables et inférieures à cette valeur.

**** La valeur retenue pour l'eau correspond à une activité très pénalisante de 0,001 Bq/L de césium-137 dans de l'eau brute dont seulement 30 % se trouvent sous forme dissoute, le reste étant arrêté par la filtration, première étape du traitement de potabilisation des eaux de consommation.

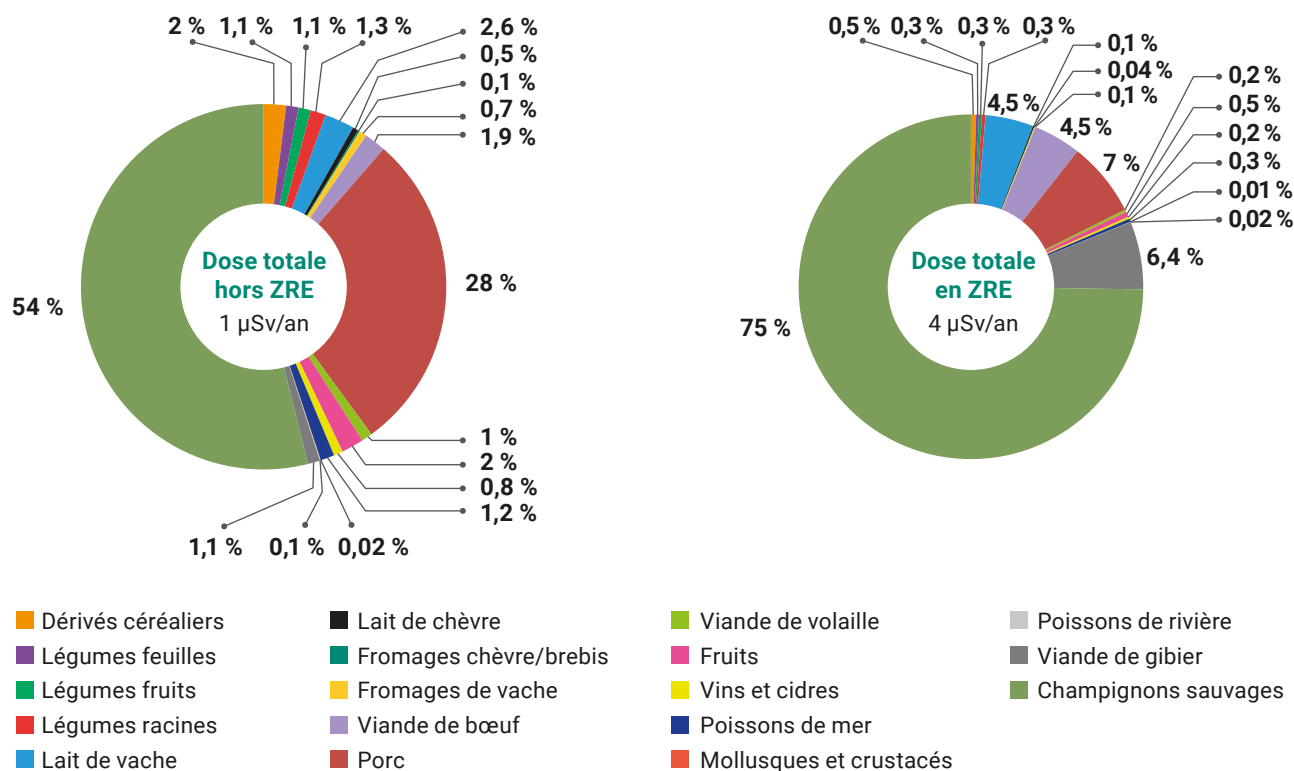


Figure A6-4. Dose efficace totale pour des adultes liées à l’incorporation de césium-137 par ingestion de denrées produites en France entre 2008 et 2019, et contributions des différentes catégories de denrées (en %).

Doses externes liées à l’exposition externe au rayonnement du césium-137 présent dans les sols

Ces doses peuvent être estimées de deux manières : à partir de la mesure du débit d’équivalent de dose dû au césium-137 exprimé en nSv/h (10^{-9} Sv/h) ou à partir des activités massiques de césium-137 mesurées dans les sols.

La technique de spectrométrie gamma *in situ* permet de discriminer ces différentes sources de rayonnement et notamment le rayonnement gamma d’énergie spécifique émis par le césium-137. Des campagnes de ce type de mesure ont été réalisées par l’IRSN à partir de la fin des années 1990. En 2013-2014, de telles mesures ont été réalisées dans le Jura et dans les Vosges dans le cadre du constat radiologique dédié aux zones de rémanence élevée des retombées de l’accident de Tchernobyl.

La Figure A6-5, ci-après, permet d’illustrer ces résultats de mesure. Même sur ces zones plus particulièrement touchées par les retombées de cet accident, la contribution du césium-137 ne représente que de 2 % à 15 % du débit de dose total avec un débit d’équivalent de dose allant de 2 à 7 nSv/h. Des débits de dose dus à ce radionucléide atteignant 10 nSv/h ont également été mesurés dans les Alpes en altitude.

À partir de ces mesures de débits de dose, des doses efficaces externes annuelles peuvent être estimées. On considère usuellement qu’une personne passe 8 h par jour en extérieur et 16 h par jour à l’intérieur d’une habitation de plain-pied dans laquelle le débit de dose correspond à 40 % de celui mesuré en extérieur.

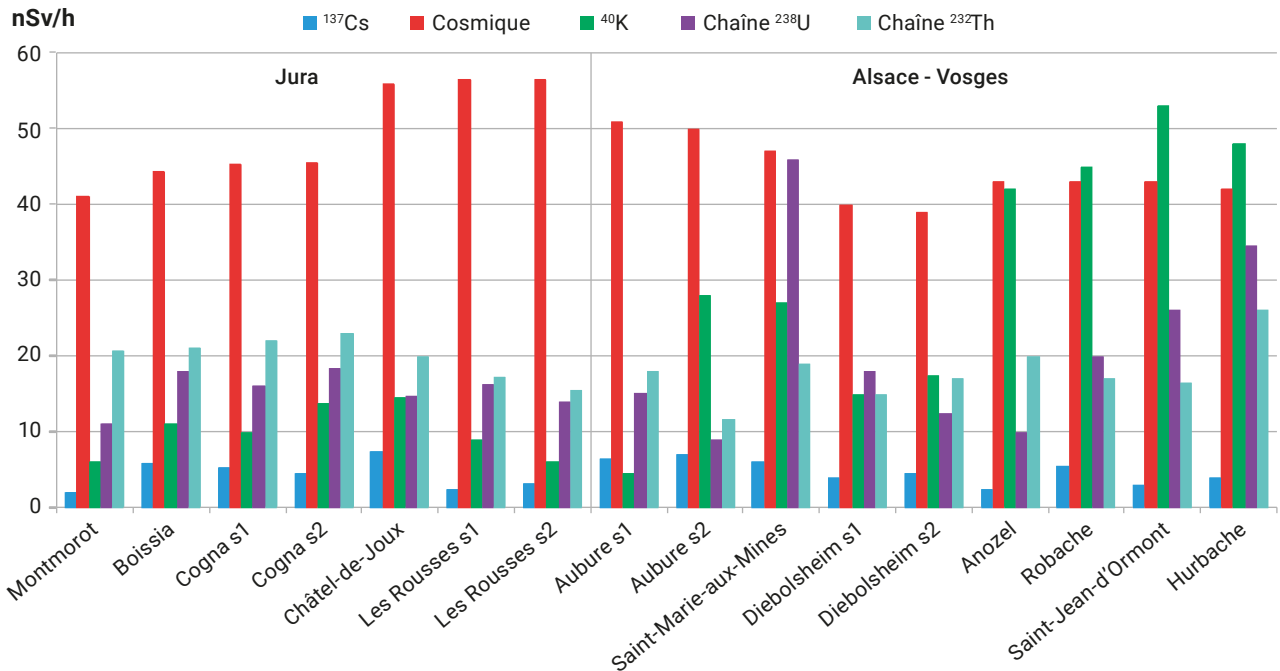


Figure A6-5. Débits d'équivalents de dose (nSv/h) mesurés dans des zones de rémanence élevée des retombées anciennes du Jura, d'Alsace et des Vosges ; contribution des différentes origines et notamment du césium-137.

Ainsi, aux débits d'équivalent de dose mesurés en région parisienne et en Normandie correspondent des doses efficaces externes annuelles allant de 3 à 6 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Sur les zones de rémanence élevée du Jura, d'Alsace et des Vosges, les doses externes correspondantes sont comprises entre 10 à 40 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et jusqu'à 50 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ au niveau de la station de sports d'hiver d'Isola 2000.

L'autre approche pour l'estimation des doses externes dues au césium-137 présent dans les sols, consiste à convertir les activités massiques (Bq/kg) mesurées dans les sols, en activités volumiques (Bq/m³ de sol) en prenant en compte la densité du sol en place, puis d'utiliser un facteur de dose exprimé en Sv/h par Bq/m³ pour estimer un débit de dose dans l'air à 1 mètre au-dessus du sol comparable aux résultats de mesure précédents. Ces estimations peuvent être faites sur la base des activités massiques mesurées dans les différentes régions et ZRE françaises.

Les activités massiques mesurées dans les 20 cm de surface des sols cultivés et 5 cm de surface des sols de prairies sont converties en activités volumiques en considérant une densité apparente du sol en place de 1 600 kg/m³ pour les sols cultivés et 1 800 kg/m³ pour les sols de prairie. Les facteurs de dose utilisés sont issus de la *Federal Guidance américaine*⁽⁴⁾ : $6,53 \cdot 10^{-14}$ Sv/s par Bq/m³ pour les sols cultivés (le césium-137 est supposé réparti de manière homogène sur cette profondeur ce qui est le cas en raison du labour) et $5,83 \cdot 10^{-14}$ Sv/s par Bq/m³ pour les sols de prairie (couche de 5 cm d'épaisseur). Un calcul similaire à celui effectué précédemment permet d'estimer les doses efficaces externes à partir des débits d'équivalents de dose. Le Tableau A6-2 illustre les doses ainsi calculées à partir des activités massiques mesurées dans les sols de prairie.

(4) United States Environmental Protection Agency (EPA) : external exposure to radionuclides in air, water and soil; Federal Guidance Report n° 12; 1993.

Tableau A6-2. Activités massiques moyennes, min et max mesurées dans les 5 cm de surface des sols de prairies dans différentes régions et ZRE françaises ; moyennes, min et max des débits d'équivalent de dose ainsi et des estimations des doses efficaces annuelles correspondantes.

	2/3 ouest du pays			1/3 est		Zones de rémanence élevée					
	Occitanie, Nouvelle-Aquitaine	Bretagne, Normandie, Hauts-de-France	Centre, Pays de la Loire, Val-de-Loire	Grand-Est	Rhône-Alpes, Provence-Alpes-Côte d'Azur	ZR Monts d'Arrée	ZR Vallée du Rhône	ZR Corse	ZR Jura, Doubs	ZR Vosges	ZR des Pyrénées (altitude)
Activités (Bq/kg) dans les 0-5 cm de sols de prairie											
Min.	2	0,3	3	4	7	8	19	33	31	27	41
Max.	14	12	11	34	33	39	63	39	71	143	207
Moy.	5	5	6	11	15	25	34	36	48	65	112
Débits d'équivalent de doses associés (nSv/h)											
Min.	0,2	0,04	0,3	0,4	0,8	0,9	2	3,5	3,2	2,8	4,3
Max.	1,5	1,2	1,2	3,6	3,5	4,1	6,6	4,1	7,5	15	22
Moy.	0,5	0,5	0,6	1,2	1,6	2,6	3,5	3,8	5,1	6,8	12
Débits efficaces annuelles externes estimées (µSv/an)											
Min.	1	0	1	2	4	4	10	18	17	15	23
Max.	8	7	6	19	18	22	35	22	39	79	114
Moy.	2	3	3	6	8	14	19	20	27	36	62
Moy.	3			7		23					

La convergence entre les débits d'équivalent de dose dus au césium-137 directement mesurés et ceux calculés à partir des activités massiques de ce radionucléide mesurées dans les sols de prairie est remarquable. La convergence entre les deux approches permet, grâce aux nombreux résultats d'activités massiques de césium-137 dans les sols disponibles, d'étendre à l'ensemble du pays, une connaissance par mesure directe des débits de dose dus à ce radionucléide qui n'est que partielle (peu de campagnes très locales ont été réalisées).

Les doses efficaces externes estimées précédemment sont assez représentatives de celles reçues par des personnes vivant en milieu rural sur des sols non remaniés ou sur des sols cultivés et passant beaucoup de temps en extérieur. Nous ne disposons malheureusement d'aucune donnée sur les débits de dose dus au césium-137 en milieu urbain en France.

Il est toutefois certain que les doses externes reçues par les personnes vivant en milieu urbain sont beaucoup plus faibles pour trois raisons principales : (i) la majeure partie des dépôts initiaux se sont effectués par temps de pluie (de plus de 70 % dans le cas des retombées des essais nucléaires à plus de 90 % dans les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl), si les sols ont pu garder l'essentiel de ces dépôts radioactifs, une partie importante a ruisselé vers les réseaux de collecte des eaux pluviales en milieu urbain ; (ii) plusieurs études ont montré que le césium-137 fixé sur les voiries s'élimine assez rapidement en raison de l'usure des surfaces liée au passage et au nettoyage et (iii) pour des raisons de géométrie, plus le local (habitation/travail) est à un étage élevé plus le rayonnement provenant du sol est atténué⁽⁵⁾.

(5) Les surfaces verticales (murs) ont moins intercepté les dépôts, le rayonnement venant de la voirie diminue avec la hauteur même s'il peut exister une contribution de certaines toitures aux étages se trouvant immédiatement au-dessous.

Expositions de la population au strontium-90

Le strontium-90 ne génère pas d'exposition externe et les doses liées à son inhalation sont négligeables au regard de celles liées à son incorporation par ingestion de denrées. Le Tableau A6-3 fournit, pour ce radionucléide, les informations similaires à celles figurant dans le Tableau A6-1 pour le césium-137. Comme indiqué dans l'introduction, les données disponibles ne permettent pas, comme cela a pu être le cas pour le césium-137, de discerner des zones de rémanence élevées et de leur attribuer des valeurs spécifiques d'activités massiques dans les denrées qui y sont produites. Elles ne permettent pas non plus de distinguer les activités massiques de certaines catégories de denrées. Ainsi, une même activité massique moyenne a été attribuée aux légumes fruits et aux légumes-racines, de même pour le lait de chèvre et le lait de vache, ainsi que pour les différents types de viandes.

La valeur du facteur de dose par unité d'incorporation (DPUI) utilisé, $2,8 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq ingéré, est celle fixée par l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 du *Journal officiel de la République française*.

La dose efficace totale due à l'incorporation de strontium-90 par ingestion de denrées produites au cours des 10 dernières années et estimée à $1,3 \mu\text{Sv}/\text{an}$. Bien que les activités de strontium-90 dans les sols soient moins élevées que celles de césium-137 (pas de retombées de l'accident de Tchernobyl et plus forte migration vers la profondeur), la dose due au strontium-90 par ingestion de denrée est du même ordre et même plus élevée que celle due au césium-137 (hors zone de rémanence élevée). Ceci résulte d'une part d'un transfert racinaire plus important du strontium-90 vers les denrées végétales (légumes, fruits, et céréales) et un transfert important vers le lait, dont l'effet n'est pas atténué par un moindre transfert aux viandes, et d'autre part, par un facteur de dose deux fois plus élevé. Ainsi, ce sont les denrées végétales, les fruits ainsi que le lait et les fromages

Tableau A6-3. Doses efficaces par incorporation de strontium-90 liées à l'ingestion de denrées produites en France pour un adulte en 2020.

Catégories	Activités mass. ou vol. (Bq/kg frais ou Bq/L)	Rations (kg/an)	Doses efficaces (Sv/an)	Contributions (%)
Dérivés céréaliers	0,17	31	1,6E-07	12
Légumes feuilles	0,4	24	3,0E-07	23
Légumes fruits	0,11	60	2,0E-07	15
Légumes racines	0,11	38	1,2E-07	10
Lait de vache*	0,04	59	6,9E-08	5
Lait de chèvre	0,04	5,5	5,6E-09	0,4
Fromages chèvre/brebis	0,39	1,1	1,3E-08	1,0
Fromages de vache	0,39	13	1,5E-07	12
Viande de bœuf**	0,01	21	6,4E-09	0,5
Porc	0,01	30	9,1E-09	0,7
Viande de volaille	0,01	16	5,0E-09	0,4
Fruits	0,05	55	8,0E-08	6,1
Vins et cidres	0,05	27	3,9E-08	3,0
Poissons de mer	0,05	11	1,7E-08	1,3
Mollusques et crustacés***	0,03	1,6	1,5E-9	0,1
Poissons de rivière	0,03	0,6	5,4E-10	0,04
Viande de gibier	0,4	0,4	1,2E-10	0,01
Champignons sauvages	2,5	2,5	8,8E-09	0,7
Eau	0,005	730	1,1E-07	8,6

* Et produits laitiers frais (yaourts, fromages frais...).

** Et viande de mouton.

*** L'activité massique moyenne est celle des coquillages, les activités des crustacés et des céphalopodes étant le plus souvent non quantifiables et inférieures à cette valeur.

qui contribuent à plus de 80 % de la dose efficace totale due à l'incorporation de ce radionucléide (Figure A6-6).

Le strontium-90 étant majoritairement soluble dans l'eau douce (contrairement au césium-137 qui y est majoritairement particulaire), l'ingestion d'eau de boisson contribue à 9 % de la dose totale. Compte tenu des contributions assez homogènes des types de denrées à cette dose totale, il n'est pas utile de considérer de scénario particulier lié à des pratiques spécifiques comme cela avait été le cas pour le césium-137 (ingestion de gibiers et de champignons).

Expositions de la population aux actinides (isotopes du plutonium et américium-241)

Les actinides ne peuvent induire d'exposition externe. Même le rayonnement gamma de l'américium-241 est trop faible pour générer une exposition externe significative. Les activités en actinides de l'air (de l'ordre du nBq/m³ pour ²³⁸⁺²⁴⁰Pu) induisent des doses négligeables (de l'ordre de 2 10⁻³ nSv/an) au regard de celles liées à leur incorporation par ingestion de denrées.

En raison d'activités massiques dans les denrées 30 fois inférieures à celles de plutonium-(239+240) pour un facteur de dose par ingestion pratiquement égal, la dose par ingestion de plutonium-238 est négligeable au regard de celle due au plutonium-(239+240).

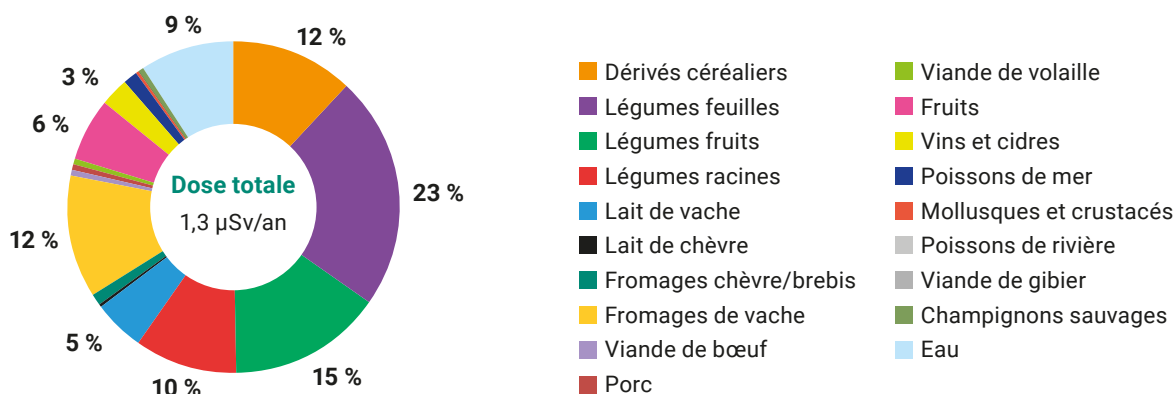


Figure A6-6. Dose efficace totale pour des adultes liées à l'incorporation de strontium-90 par ingestion de denrées produites en France entre 2008 et 2019 et contribution des différentes catégories de denrées.

Les activités massiques du plutonium-(239+240) dans les denrées sont extrêmement faibles et donnent majoritairement des résultats de mesure inférieurs au seuil de décision, même en utilisant les meilleures techniques d'analyses disponibles. Ceci résulte du fait que leurs activités dans les sols sont très faibles (de moins de 0,1 à 1 Bq/kg pour le plutonium-(239+240)), leur absorption racinaire par les végétaux est également très faible, leur transfert dans les viandes est extrêmement faible et celui vers le lait insignifiant. Par ailleurs, les techniques métrologiques qui permettent de les mesurer sont longues et coûteuses. Il en résulte que peu d'analyses de plutonium sont réalisées et que pour la dernière décennie on dispose souvent de moins de 20 résultats d'analyses significatifs pour la plupart des types de denrées.

Le Tableau A6-4 fournit, pour ce radionucléide, les informations similaires à celles figurant dans le Tableau A6-1 pour le césium-137. La valeur du facteur de dose par unité d'incorporation (DPUI) utilisé, $2,5 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq ingéré, est celle fixée par l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 du *Journal officiel de la République française*.

Sur la base de ce nombre restreint de résultats de mesure et bien qu'une dose efficace puisse être calculée, on en retiendra l'ordre de grandeur : 50 nSv/an. Cette dose est négligeable au regard de celle plus de 20 fois supérieure due au strontium-90 et celle près de 1 000 fois supérieure due au césium-137.

Tableau A6-4. Doses efficaces par incorporation du plutonium-(239+240) liées à l'ingestion de denrées produites en France pour un adulte en 2020.

Catégories	Activités mass. ou vol. (Bq/kg frais ou Bq/L)	Rations (kg/an)	Doses efficaces (Sv/an)	Contributions (%)
Dérivés céréaliers	9,87E-04	31	7,65E-09	14
Légumes feuilles	1,04E-03	24	6,23E-09	12
Légumes fruits	1,04E-03	60	1,56E-08	29
Légumes racines	1,04E-03	38	9,86E-09	18
Lait de vache*	9,84E-06	59	1,45E-10	0,3
Lait de chèvre	9,84E-06	5,5	1,35E-11	0,03
Fromages chèvre/brebis	9,84E-06	1,1	2,71E-12	0,01
Fromages de vache	9,84E-06	13	3,20E-11	0,06
Viande de bœuf**	2,14E-04	21	1,12E-09	2
Porc	2,14E-04	30	1,61E-09	3
Viande de volaille	2,14E-04	16	8,57E-10	2
Fruits	4,14E-04	55	5,69E-09	11
Vins et cidres	4,14E-04	27	2,79E-09	5
Poissons de mer	4,18E-04	11	1,15E-09	2
Mollusques et crustacés***	6,00E-04	1,6	2,40E-10	0,4
Poissons de rivière	4,38E-04	0,6	6,57E-11	0,1
Viande de gibier	2,14E-04	0,4	2,14E-11	0,04
Champignons sauvages	7,80E-04	2,5	4,88E-10	1
Eau	-	730	-	-

* Et produits laitiers frais (yaourts, fromages frais...).

** Et viande de mouton.

*** L'activité massique moyenne est celle des coquillages, les activités des crustacés et des céphalopodes étant le plus souvent non quantifiables et inférieures à cette valeur.

Expositions de la population au carbone-14

L'exposition au carbone-14 présent dans l'environnement résulte essentiellement de son incorporation par ingestion de denrées ; le carbone-14 n'induit pas d'exposition externe et la dose liée à son inhalation est négligeable au regard de celle liée à l'ingestion de denrées (elle ne représente que 4/10 000^e de la dose par ingestion).

Les activités de carbone-14 dans les denrées alimentaires et les doses qui en résultent sont déterminées par l'activité de ce radionucléide par unité de masse de carbone exprimée en Bq/kg de carbone.

Le carbone-14 d'origine naturelle est produit en permanence dans les hautes couches de l'atmosphère sous l'action des rayons cosmiques. L'activité de carbone-14 par unité de masse de carbone qui résulte de cette production cosmogénique se situait, au début des années 1950, autour de 226 Bq/kg de C.

Du carbone-14 a été massivement produit lors des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Par conséquent, son activité a rapidement augmenté du début des années 1950 jusqu'en 1963, où, au plus fort des retombées de ces essais, elle a atteint près de 420 Bq/kg de C. (Figure A6-7).

Avec l'arrêt des essais atmosphériques d'armes nucléaires, cette activité par unité de masse de carbone a diminué du fait de l'augmentation rapide du niveau de carbone dans l'air (CO₂ notamment) liée surtout à la combustion de matière organique fossile. La Figure A6-8 ci-après, précise cette évolution au cours des 25 dernières années. Elle montre qu'en 2018, l'activité massique du carbone-14 par unité de masse de carbone a retrouvé le niveau de 226 Bq/kg de carbone qui prévalait avant les essais nucléaires. La courbe de tendance prévoit en outre que si l'augmentation de la concentration de l'air en CO₂ se poursuit, les teneurs en carbone-14 des organismes vivants vont continuer de diminuer en deçà de cette valeur.

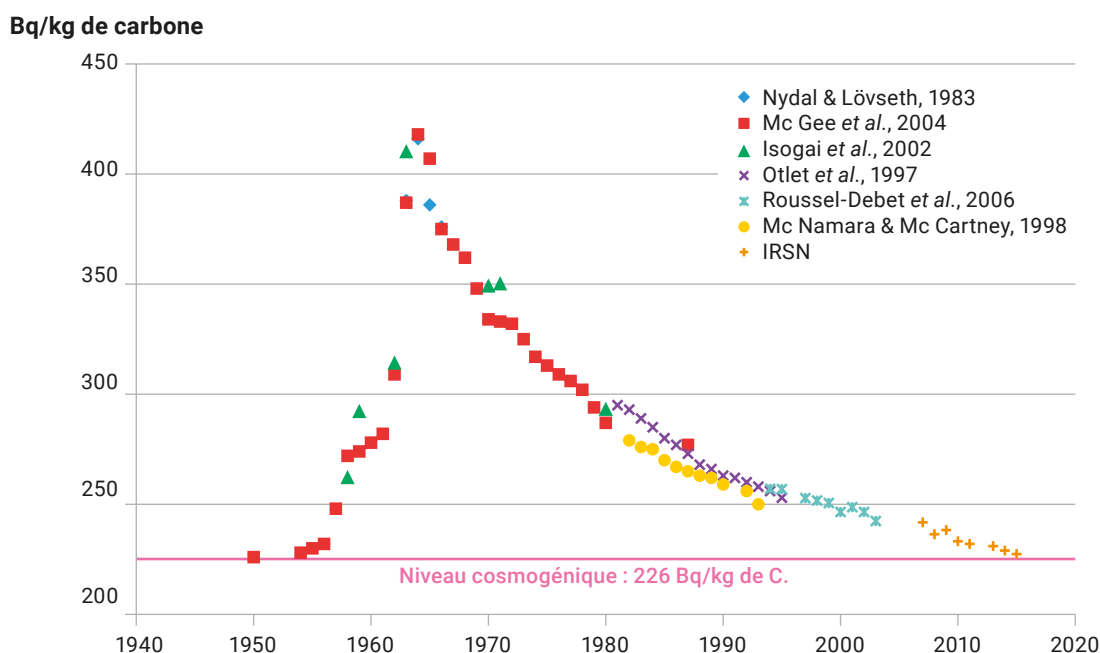


Figure A6-7. Évolution de l'activité de carbone-14 par unité de masse de carbone dans les végétaux correspondant au bruit de fond radiologique de ce radionucléide entre 1950 et 2004.

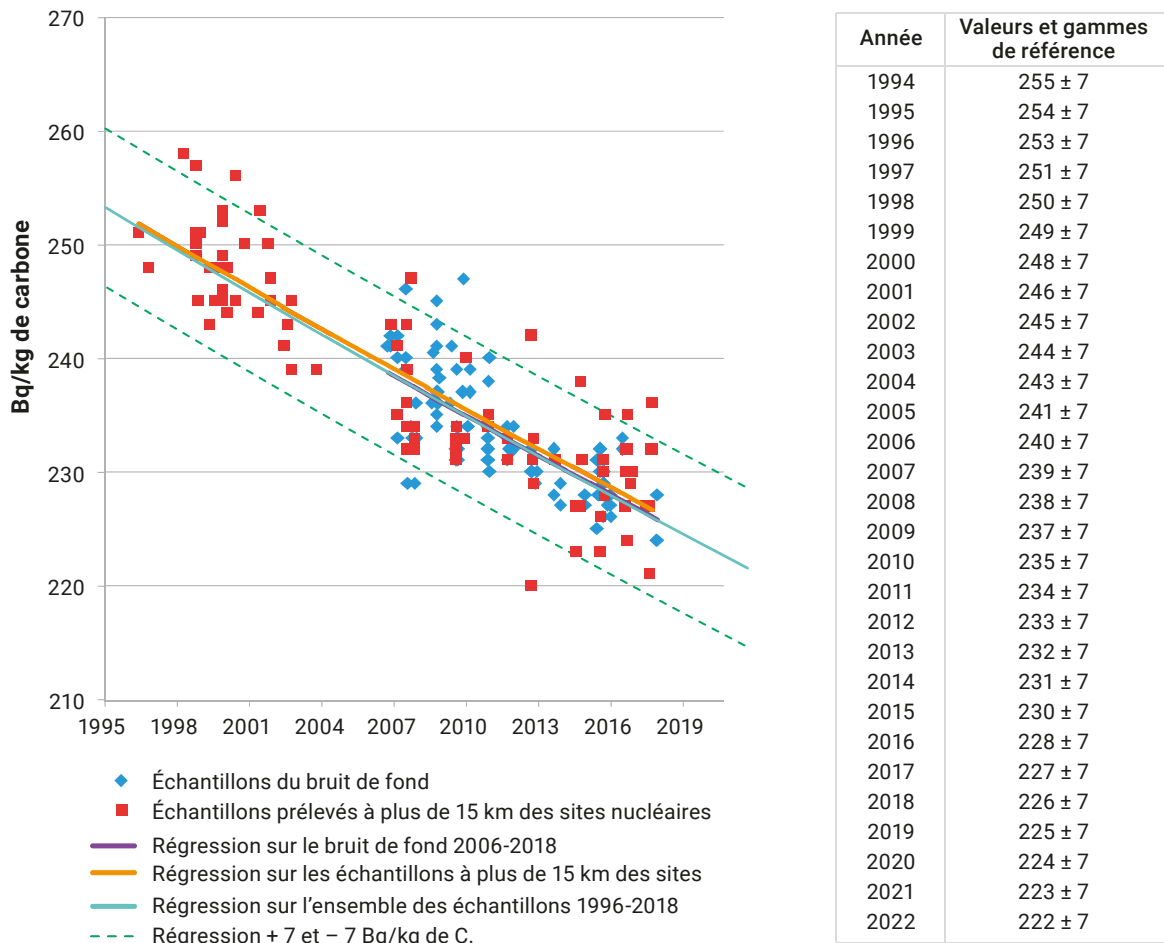


Figure A6-8. Évolution des activités de carbone-14 par unité de masse de carbone correspondant au bruit de fond radiologique de ce radionucléide en milieu terrestre entre 1996 et 2018.

L'activité massique (Bq/kg frais) d'une denrée végétale ou animale peut être déduite de l'activité par unité de masse de carbone en prenant en compte sa teneur en carbone (kg de carbone par kilogramme de denrée fraîche) ; il en est de même de la teneur en carbone de l'organisme humain.

La dose due à l'incorporation de carbone-14 par ingestion de denrées peut donc être estimée de trois manières :

- à partir de l'activité massique dans les denrées, déduite de l'activité par unité de masse de carbone et en utilisant une ration alimentaire comme pour les autres radionucléides présentés précédemment ;
- en considérant que, quelles que soient les habitudes alimentaires, la quantité de carbone incorporée quotidiennement par un individu est assez constante et en y appliquant l'activité de carbone-14 par unité de masse de carbone ;
- en appliquant directement l'activité par unité de masse de carbone à la teneur en carbone de l'organisme humain⁽⁶⁾.

(6) En considérant une masse de carbone de 16 kg pour un adulte et une activité de 226 Bq/kg de C, on estime à 3 616 Bq l'activité de carbone-14 dans le corps humain. L'énergie émise par une désintégration du carbone-14 étant de $7,92 \cdot 10^{-15}$ J et en considérant une masse corporelle de 73 kg (homme de référence de la CIPR) la dose annuelle est estimée à : $3\,616 \text{ Bq} \times 7,92 \cdot 10^{-15} \text{ J} \times 86\,400 \text{ s/j} \times 365 \text{ j/an} / 73 \text{ kg} = 12 \text{ } \mu\text{Sv/an}$.

Les doses efficaces dues au carbone-14 environnemental, reçues par des adultes et des enfants, ont été estimées par l'IRSN suivant les deux premières méthodes. La Figure A6-9 présente l'évolution de ces doses efficaces annuelles de 1950 à 2004.

Les trois méthodes donnent des estimations très proches qui sont notamment cohérentes avec celle proposée par l'UNSCEAR pour un adulte en 1950, 12 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, et qui correspond à une activité de carbone-14 par unité de masse de carbone de 226 Bq/kg de C. qui prévalait cette année-là. L'activité de carbone-14 par unité de masse de carbone étant redevenue en 2018 égale à cette valeur de 226 Bq/kg, la dose efficace pour un adulte est également revenue à 12 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

En 1963, la dose due au carbone-14 hérité des essais nucléaires représentait presque 50 % de la dose totale due à ce radionucléide. Cette dose a ensuite diminué de pair avec l'activité par unité de masse de carbone liée à l'augmentation du carbone d'origine fossile. Cependant, pour le carbone-14 issu des essais nucléaires, à cette dilution générale s'ajoute celle liée à la production annuelle de carbone-14 cosmogénique depuis 1963. Il en résulte que la dose due au carbone-14 hérité des essais nucléaires ne représente plus en 2018 qu'environ 6 % de la dose totale due à ce radionucléide : soit une dose de 0,72 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (12 $\mu\text{Sv}/\text{an} \times 0,06$). Dans cette étude cette dose est arrondie à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (elle avait été estimée par l'UNSCEAR à 1,7 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un adulte en 1999).

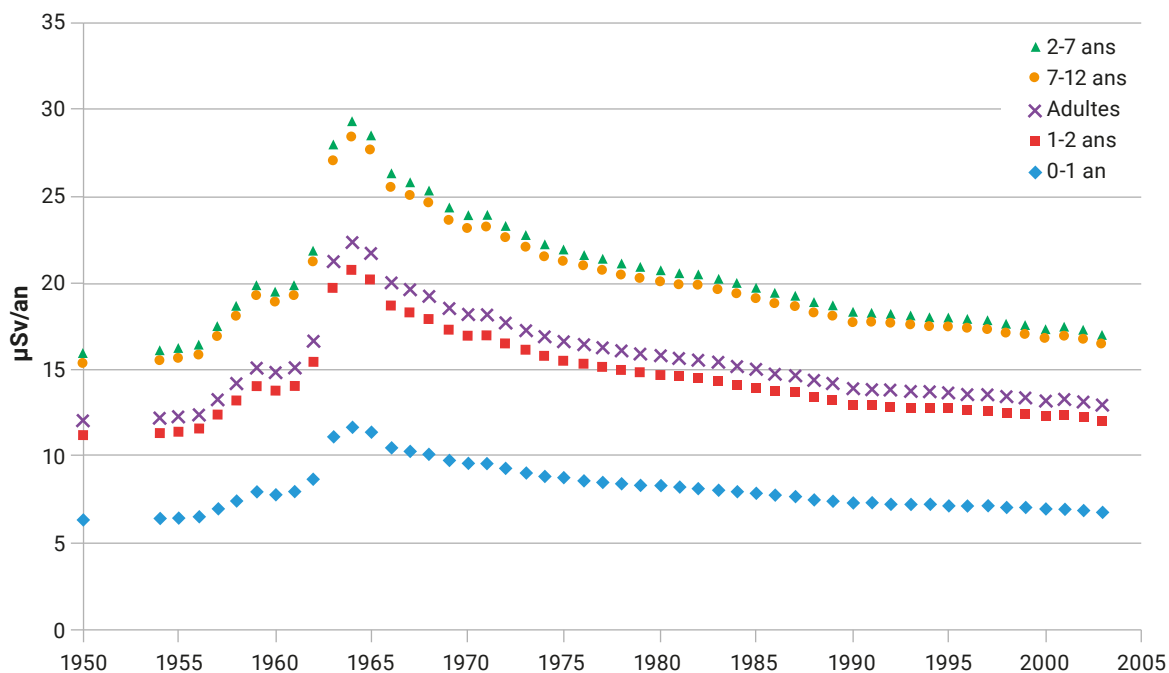


Figure A6-9. Évolution des doses dues au bruit de fond du carbone-14 dans l'environnement estimées entre 1950 et 2005 ($\mu\text{Sv}/\text{an}$).

Expositions de la population au tritium

L'exposition au tritium présent dans l'environnement résulte essentiellement de son incorporation par ingestion de denrées ; le tritium n'induit pas d'exposition externe et les doses liées à son inhalation et à sa pénétration transcutanée sont négligeables au regard de celle liée à l'ingestion de denrées.

Comme le carbone-14, le tritium présent dans l'environnement provient de sa production naturelle cosmogénique et des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Son activité qui s'exprime en Bq/L d'eau, qu'il s'agisse d'eau atmosphérique, d'eau de rivière ou d'eau contenue dans la matière organique, a fortement évolué depuis les années 1950. L'activité volumique du tritium avant les essais nucléaires était de l'ordre de 0,1 à 0,6 Bq/L. Après avoir atteint 600 Bq/L en 1963, cette activité volumique a diminué pour se trouver sur la période 2018-2019 autour de 1 Bq/L.

L'eau tritiée atmosphérique (HTO de la vapeur d'eau et de l'eau de pluie), est transférée à toutes les composantes de l'environnement via le cycle de l'eau : eaux de surface (cours d'eau, lacs...), eaux souterraines, eaux marines et eau présente dans les organismes vivants (eau des tissus biologiques). L'eau des tissus biologiques pouvant être extraite par séchage de la matière organique fraîche, le HTO qu'elle contient peut donc aussi s'exprimer en Bq/L d'eau de séchage (ou de dessiccation).

L'incorporation de tritium dans les molécules de matière organique des plantes se fait essentiellement lors de la photosynthèse qui produit, sous l'action de l'énergie solaire, du tritium organiquement lié (TOL) à partir du HTO présent dans l'air. L'activité volumique de TOL dans une plante peut s'exprimer en Bq/L d'eau de combustion (l'eau de combustion étant l'eau qui est récupérée lors de la combustion (incinération) de la matière organique sèche).

L'activité massique de tritium dans une denrée, exprimée en Bq/kg, est la somme de l'activité massique du tritium lié à la matière organique (TOL) et de l'activité massique du tritium contenu dans l'eau de la matière (HTO). Toutefois, la radiotoxicité du tritium incorporé sous forme de TOL étant plus de 2 fois supérieure à celle du tritium incorporé sous forme de HTO, il est nécessaire de considérer séparément ces deux composantes de l'activité massique totale pour estimer les doses liées à l'ingestion de denrées.

À titre d'illustration, la Figure A6-10 présente les activités massiques en HTO et TOL de différentes catégories de denrées correspondant à une activité volumique de 1 Bq/L d'eau de séchage et 1 Bq/L d'eau de combustion. En raison de leur forte teneur en eau, c'est l'activité massique de HTO qui prédomine pour la plupart des denrées ; pour les aliments les plus secs comme les céréales, c'est l'activité massique de TOL qui est prédominante.

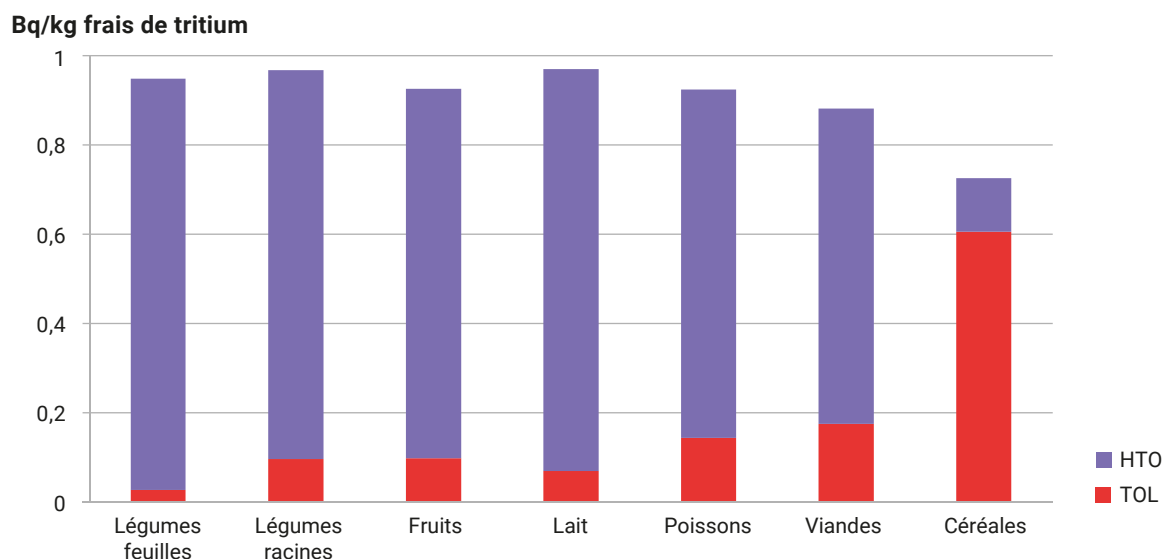


Figure A6-10. Activités massiques de tritium, en Bq/kg frais, correspondant à une activité volumique de 1 Bq/L d'eau de séchage ou d'eau de combustion.

Sur la base des quantités de denrées annuellement ingérées présentées dans le Tableau A6-1 et en utilisant un facteur de dose de $1,8 \cdot 10^{-11}$ Sv/Bq ingéré pour le HTO et $4,2 \cdot 10^{-11}$ pour le TOL (arrêté du 1^{er} septembre 2003 du *Journal officiel de la République française*), la dose pour un adulte liée à l'incorporation de tritium par ingestion de denrées est estimée à $0,02 \mu\text{Sv}/\text{an}$. Plus de la moitié de cette dose est liée à l'ingestion d'eau pour laquelle l'activité de 1 Bq/L retenue est probablement majorante. En retirant à la valeur de 1 Bq/L un bruit de fond cosmogénique compris entre 0,1 et 0,6 Bq/L on en déduit que la contribution du tritium hérité des retombées des essais nucléaires est comprise entre 40 et 90 %, soit entre $0,008$ et $0,018 \mu\text{Sv}/\text{an}$. Cette dose est insignifiante au regard des doses liées au césium-137, au strontium-90 et au carbone-14 estimées précédemment.

10 3 EXPOSITIONS DE LA POPULATION AUX RADIONUCLÉIDES REJETÉS DANS LES EFFLUENTS DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES

Le bilan de l'état radiologique de l'environnement, édité tous les trois ans par l'IRSN pour le compte du réseau national de mesure de la radioactivité de l'environnement (RNMRE), présente des estimations des doses potentiellement reçues par les populations résidant à proximité des sites nucléaires français. Ces estimations sont basées sur des résultats de mesure et sont en bonne concordance avec celles calculées par modélisation par les exploitants d'installations nucléaires sur la base des activités des radionucléides rejetées.

Le *Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017* (chapitre 5, Tableau 1, page 303) présente de manière synthétique les estimations des doses dues aux rejets des installations et susceptibles d'être reçues par la population résidant autour de ces sites et estimées à partir de mesures environnementales. Ces estimations sont présentées par radionucléides et par voies d'exposition. Les personnes résidant à proximité des sites nucléaires sont susceptibles d'être concernées par les expositions aux radionucléides mesurés dans l'air et provenant des rejets

atmosphériques : exposition externe au krypton-85 pour les personnes résidant autour de La Hague, inhalation de poussières d'uranium pour les sites de Malvézi, du Tricastin ou de Romans-sur-Isère, inhalation ou transfert cutané du tritium autour des sites de Valduc, Grenoble ou Creys-Malville. Cette exposition varie suivant les scénarios et la distance au site ; les doses indiquées correspondant souvent au cas le plus pénalisant (proximité immédiate). En revanche, les doses liées à l'incorporation de radionucléides par ingestion de denrées alimentaires présentant un niveau mesurable de radionucléides (^{14}C , ^{129}I , ^{60}Co , plutonium et américium autour de La Hague, ^{14}C et ^3H autour des CNPE, ^3H autour de Valduc, de Grenoble ou de Creys-Malville...) ne peuvent être reçues que par les personnes consommant ces denrées produites localement (dans un rayon de 10 km autour des sites). Ces doses estimées sont alors proportionnelles aux quantités consommées. À noter que dans le cas des CNPE, les doses par ingestion d'eau ou de poissons d'eau douce ne peuvent concerner que les personnes résidant à proximité d'un CNPE situé au bord d'un fleuve. Inversement, les CNPE de la Manche sont seuls concernés par la consommation de denrées marines pêchées à proximité. Dans le cas particulier du CNPE de Flamanville, une personne consommant des denrées marines issues de la pêche locale serait également exposée aux rejets liquides provenant du site de La Hague en raison de sa proximité. Enfin, une personne consommant de l'eau ou des poissons provenant des grands fleuves recevant les rejets de plusieurs INB (Rhône, Garonne, Loire, Meuse, Seine, Rhin et Moselle) peut-être concernée dans une moindre mesure même si elle se trouve loin en aval d'une ou plusieurs installations nucléaires. Les doses susceptibles d'être reçues par la population résidant autour des installations nucléaires françaises et estimées à partir des résultats de mesures, sont très faibles. Ainsi, une personne qui résiderait autour d'un CNPE et qui cumulerait toutes les voies d'exposition (consommerait régulièrement des denrées produites localement, 2 L/j d'eau du fleuve comme boisson et quelques kg/an de poissons pêchés en aval des rejets du site) recevrait une dose inférieure à $1 \mu\text{Sv}/\text{an}$, c'est-à-dire moins du millième de la limite d'exposition du public fixée à $1 \text{mSv}/\text{an}$ ($1\,000 \mu\text{Sv}/\text{an}$). Un même cumul de voies d'exposition conduirait, autour de La Hague, à une dose maximale de $8 \mu\text{Sv}/\text{an}$ (la plus élevée estimée dans le bilan radiologique).

Les doses n'ont pas pu être estimées autour de certains sites dont l'influence des rejets sur l'environnement est trop faible pour être quantifiable par la mesure. Il s'agit des sites de la Marine nationale (Cherbourg, Toulon, Brest), de Fontenay-aux-Roses, Cadarache et Brennilis, ainsi que du CSA-Cires, auxquels est venu s'ajouter le site de Bruyères-le-Châtel. Pour ces sites, les doses estimées par les exploitants par calcul sur la base des activités rejetées, toutes voies d'atteinte et radionucléides considérés, sont inférieures, voire très inférieures à 0,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

10 4 BILAN ET ESTIMATIONS DES DOSES MOYENNES PONDÉRÉES REÇUES PAR LA POPULATION FRANÇAISE MÉTROPOLITAINE

L'ensemble de la population française est exposé, de manière assez homogène aujourd'hui, à la présence dans l'environnement des radionucléides hérités des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires : le carbone-14, le tritium, le strontium-90, les actinides (notamment les plutonium-239 et plutonium-240) ainsi qu'une partie du césium-137. Tous les habitants de la France métropolitaine reçoivent ainsi une dose estimée à 2,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ due au strontium-90 (1,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$) et au carbone-14 (1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$). Les doses dues aux actinides et au tritium sont négligées ; celles dues au césium-137 sont considérées ci-après.

Si l'ensemble de la population française est exposé au césium-137 déposé lors des essais nucléaires et à la suite de l'accident de Tchernobyl, cette exposition n'est pas homogène. Il existe des zones éparées où la rémanence de ces retombées, notamment de celles de l'accident de Tchernobyl, est plus importante. Il s'agit des zones où les dépôts initiaux de césium-137 ont dépassé 10 000 Bq/m^2 et où les caractéristiques des sols ont permis la rétention de la majeure partie de ce césium. Toutes ces zones de forte rémanence n'ayant pas été délimitées précisément, on considère de manière pénalisante, que toutes les personnes résidant dans des zones ayant reçu plus 10 000 Bq/m^2 sont potentiellement concernées, ce qui représente un effectif de 4 086 322 personnes, soit 6,3 % de la population française. Pour ces personnes, la dose due au césium-137, incluant le césium-137 hérité des essais nucléaires, est estimée à 44 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (40 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ lié à l'exposition externe et 4 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ liés à l'exposition par ingestion de denrées). Pour le reste de la population métropolitaine, la dose externe est estimée à 6 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et celle par ingestion de denrée à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Au total la dose due aux radionucléides présents dans l'environnement français métropolitain et hérités des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl est estimée à 46 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les 4 086 322 personnes résidant sur les zones de rémanence élevée de ces retombées, et à 9,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les 60 382 470 personnes résidant sur le reste du territoire. La dose moyenne pondérée reçue par l'ensemble de la population française est de 12 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

La dose potentiellement reçue par les personnes qui résident à proximité des sites nucléaires français, estimée à partir des mesures réalisées dans leur environnement, reste en deçà de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, à l'exception des personnes résidant autour du site de La Hague pour lesquelles elle peut atteindre 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Les mesures montrent aussi que l'influence des rejets radioactifs ne dépasse pas 10 km kilomètres (et même le plus souvent 5 km), à l'exception du site de Valduc dont les rejets tritiés marquent l'environnement à plusieurs dizaines de km autour du site. De manière majorante, on retient dans ce bilan que 7 095 356 personnes résidant à proximité des sites nucléaires, représentant 11 % de la population métropolitaine, reçoivent une dose de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et 11 785 personnes (soit 0,018 % de la population) reçoivent une dose de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, ce qui induit une dose efficace pondérée de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ ⁽⁷⁾. La dose moyenne pondérée reçue par l'ensemble de la population française est de 0,11 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

(7) Les personnes résidant en bordure et en aval des grands cours d'eau, qui reçoivent les rejets liquides des installations nucléaires et qui potentiellement peuvent ingérer de l'eau ou des poissons provenant de ces cours d'eau, ne sont pas prises en compte dans cette étude.



Surveillance radiologique dans la Loire.

Bibliographie

- [1] **Rapport UNSCEAR 2008.** Sources and effects of ionizing radiation – Report to the general assembly volume 1.
- [2] **Rapport IRSN/2015-00001.** Exposition de la population française aux rayonnements ionisants.
- [3] **Rapport de mission IRSN 2018.** Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017. https://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/environnement/IRSN-ENV_Bilan-Radiologique-France-2015-2017.pdf.
- [4] **Rapport IRSN/2020-00564.** Exposition de la population aux rayonnements ionisants due aux actes d'imagerie médicale diagnostique réalisés en France en 2017.
- [5] **Rapport de mission IRSN PSE-SANTE 2019-00467.** La radioprotection des travailleurs – exposition professionnelle aux rayonnements ionisants en France : bilan 2018.
- [6] **BAROMÈTRE IRSN 2019.** La perception des risques et de la sécurité par les Français, <http://barometre.irsn.fr/>
- [7] **Arrêté du 1^{er} septembre 2003** définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants. JORF n° 262 du 13 novembre 2003, page 58003.
- [8] **CIPR, 2017.** Occupational intakes of radionuclides : Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).
- [9] **Recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique.** Publication 103 de la CIPR, http://www.icrp.org/docs/P103_French.pdf.
- [10] **Renaud P., V. Parache V. and Roussel-Debet S.** Internal doses of French adult population linked to the intake of radionuclides from the decay-chains of uranium and thorium by foodstuffs ingestion. Radioprotection 50(2):118-122. 2015.
- [11] **Renaud P., Roussel-Debet S., Pourcelot L., Gurriaran R.** ²²⁶Ra and ²²⁸Ra in French foodstuffs, Radioprotection, 50(2);111-116. 2015.
- [12] **Renaud P., Roussel-Debet S., Pourcelot L., Thébault H., Loyen. J., Gurriaran R.** ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po in French foodstuffs, Radioprotection, 50(2); 123-128. 2015.
- [13] **DGAC 2017.** Enquête nationale auprès des passagers aériens – Résultats annuels 2015-2016.
- [14] **Circulaire N°DGS/EA4/2007/232** du 13 juin 2007.
- [15] **Rapport de mission IRSN 2016.** Constat Radiologique « Rémanence de la radioactivité d'origine artificielle ».
- [16] **Rapport IRSN/DEI/2011-01.** Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France.

Table des illustrations et des tableaux

■ Illustrations

- Figure 1.** Intensité des rayonnements cosmiques exprimée en débit de dose (en microsievert par heure) à partir des données d'altitude (source IRSN [3]). 10
- Figure 2.** Synthèse des doses (exprimées en mSv/an) dues à l'incorporation des descendants des chaînes U-Th dans les denrées alimentaires pour trois scénarios de consommation de poissons/fruits de mer. 13
- Figure 3.** Synthèse des doses (exprimées en mSv/an) dues à l'incorporation par un adulte de radionucléides naturels..... 13
- Figure 4.** Estimation de l'activité volumique du radon à l'intérieur de l'habitat (source IRSN [3]). 14
- Figure 5.** Évolution, de 1986 à 2010, des doses efficaces obtenues par modélisation liées aux retombées de l'accident de Tchernobyl, reçues par des personnes résidant dans les régions les plus touchées de l'est de la France et par celles résidant dans l'ouest du pays (source IRSN)..... 17
- Figure 6.** Doses efficaces totales pour des adultes liées à l'incorporation de césium-137 par ingestion de denrées produites en France en 2020 et contributions des différentes catégories de denrées en dehors des zones de rémanence élevée des retombées de l'accident de Tchernobyl et des essais nucléaires et dans ces zones de rémanence élevée. 18
- Figure 7.** Quelques ordres de grandeur des doses efficaces reçues lors d'exams diagnostiques..... 21
- Figure 8.** Bilan de l'exposition moyenne de la population française. 22
- Figure 9.** Variabilité de l'exposition de la population française : cas types (coefficient de dose radon réglementaire [7]). 28
- Figure 10.** Variabilité de l'exposition de la population française : cas types (coefficient de dose radon recommandé par la publication CIPR 137 [8]). 28

Figure A1. Répartition de l'exposition de la population (rayonnements cosmiques).....	34
Figure A3. Répartition de l'exposition de la population (rayonnements telluriques).....	45
Figure A4-1. Comparaison des quantités annuellement ingérées par un adulte des catégories de denrées agricoles et issues de l'élevage (kg/an) correspondant aux différentes enquêtes alimentaires.	51
Figure A4-2. Comparaison des quantités annuellement ingérées par un adulte des catégories de denrées marines (kg/an) correspondant aux différentes enquêtes alimentaires et détail des résultats de l'enquête Calipso. .	51
Figure A4-3. Doses efficaces liées à l'incorporation des radionucléides descendants des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium par ingestion de denrées solides, en $\mu\text{Sv}/\text{an}$	52
Figure A4-4. Synthèse des doses (exprimées en mSv/an) dues à l'incorporation par un adulte de radionucléides naturels.....	54
Figure A6-1. Carte des dépôts cumulés de césium-137, strontium-90 et plutonium-(239+240) à l'issue des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (carte de gauche) et des dépôts de césium-137 consécutifs à l'accident de Tchernobyl (carte de droite).....	63
Figure A6-2. Activités de césium-137, min, max et moyennes en Bq/kg de sol sec, mesurées par l'IRSN et Subatech dans des échantillons de sols de prairie prélevés entre 2008 et 2018 (en 2006 et 2007 dans le cas de certains échantillons de Franche-Comté et de Massif central) sur une profondeur de 5 cm ; pour chaque ensemble géographique figure entre parenthèses, le nombre de résultats de mesure et le nombre de communes de provenance des échantillons.	64
Figure A6-3. Activités volumiques de césium-137, min, max et moyennes en Bq/L , mesurées par l'IRSN dans des échantillons de lait de vache collectés entre 2008 et 2018 ; pour chaque ensemble géographique figure entre parenthèses, le nombre de résultats de mesure et le nombre de communes de provenance des échantillons.	64
Figure A6-4. Dose efficace totale pour des adultes liées à l'incorporation de césium-137 par ingestion de denrées produites en France entre 2008 et 2019, et contributions des différentes catégories de denrées (en %).....	67
Figure A6-5. Débits d'équivalents de dose (nSv/h) mesurés dans des zones de rémanence élevée des retombées anciennes du Jura, d'Alsace et des Vosges ; contribution des différentes origines et notamment du césium-137.....	68
Figure A6-6. Dose efficace totale pour des adultes liées à l'incorporation de strontium-90 par ingestion de denrées produites en France entre 2008 et 2019 et contribution des différentes catégories de denrées.....	71
Figure A6-7. Évolution de l'activité de carbone-14 par unité de masse de carbone dans les végétaux correspondant au bruit de fond radiologique de ce radionucléide entre 1950 et 2004.	73
Figure A6-8. Évolution des activités de carbone-14 par unité de masse de carbone correspondant au bruit de fond radiologique de ce radionucléide en milieu terrestre entre 1996 et 2018.....	74
Figure A6-9. Évolution des doses dues au bruit de fond du carbone-14 dans l'environnement estimées entre 1950 et 2005 ($\mu\text{Sv}/\text{an}$).....	75
Figure A6-10. Activités massiques de tritium, en Bq/kg frais, correspondant à une activité volumique de 1 Bq/L d'eau de séchage ou d'eau de combustion.....	76
■ Tableaux	
Activités massiques retenues à l'issue de cette étude pour évaluer des doses par ingestion de radionucléides naturels en France (mBq/kg frais).	51
Valeurs moyennes, minimales et maximales des quantités annuellement consommées de différentes catégories de denrées (kg/an), issues des résultats de 11 enquêtes alimentaires menées en France de 1991 à 2015.	52
Synthèse des doses efficaces liées à l'incorporation de radionucléides naturels par ingestion de denrées et tabagisme.	55

Tableau A6-1. Doses efficaces par incorporation de césium-137 liées à l'ingestion par un adulte de denrées produites en France entre 2008 et 2019..... 66

Tableau A6-2. Activités massiques moyennes, min et max mesurées dans les 5 cm de surface des sols de prairies dans différentes régions et ZRE françaises ; moyennes, min et max des débits d'équivalent de dose ainsi et des estimations des doses efficaces annuelles correspondantes. 69

Tableau A6-3. Doses efficaces par incorporation de strontium-90 liées à l'ingestion de denrées produites en France pour un adulte en 2020. 70

Tableau A6-4. Doses efficaces par incorporation du plutonium-(239+240) liées à l'ingestion de denrées produites en France pour un adulte en 2020. 72



IRSN
Pôle Santé et Environnement
Direction de l'environnement

E-mail
contact@irsn.fr

N° du rapport
IRSN /2021-00108
Tous droits réservés IRSN
Juin 2021

Photo de couverture :
SPANI Arnaud/hemis.fr

Autres photos :
p. 7 : Stéphane Baize/Médiathèque IRSN, p. 31 : Philippe Castano/Médiathèque IRSN,
p. 79 : Philippe Dureuil/Médiathèque IRSN, p. 83 : Claire Godinot/Médiathèque IRSN.

Conception graphique :
Agence Kzoar
www.kzoar.fr



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

COURRIER

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

TÉLÉPHONE

+33 (0)1 58 35 88 88

SITE INTERNET

www.irsn.fr

E-MAIL :

contact@irsn.fr

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