

3

Reconstructions dosimétriques dans les études sur les essais nucléaires menés en Polynésie française

La reconstruction des doses reçues par la population suite aux essais nucléaires s'intéresse à l'ensemble des voies d'exposition et vise à estimer les doses absorbées par les différents organes. Les reconstructions de doses peuvent être réalisées dans différents contextes. Il peut s'agir d'estimer les doses dans le cadre d'un programme de compensation qui vise à l'indemnisation des personnes exposées. Dans ce cas, les méthodes tendent à la surestimation. Les reconstructions de doses sont également nécessaires dans le cadre des études épidémiologiques qui visent, quant à elles, à estimer les risques associés à l'exposition aux rayonnements ionisants. Dans ce contexte, l'objectif est d'estimer les doses le plus précisément possible en mettant en œuvre des méthodes qui permettent de quantifier les incertitudes sur ces estimations pour pouvoir les prendre en considération dans les analyses de risque. La dose efficace (en Sievert, Sv) est un concept dosimétrique de radioprotection qui permet de prendre en compte, pour l'ensemble des types de rayonnements impliqués, les doses absorbées par les organes sensibles à l'induction des effets stochastiques, pondérées par un facteur représentant la contribution respective de ces organes au détriment global associé aux effets stochastiques radio-induits (ICRP, 2007). Dans ce chapitre, les doses d'intérêt sont la dose efficace (en Sv) ainsi que la dose absorbée par la thyroïde (en Gray, Gy). Dans les études publiées par les autorités françaises en 2006 (DSND, 2006a et b ; DSND et CEA, 2006a et b ; ministère de la Défense, 2006), les doses à la thyroïde sont données en termes de doses équivalentes qui intègrent les facteurs de pondération par type de rayonnement et sont exprimées en Sv. Dans le cas des rayonnements β , prédominants dans les contaminations par l'iode-131 (^{131}I), le facteur de pondération étant égal à 1, les doses absorbées et équivalentes sont numériquement comparables.

Les voies d'exposition considérées lors de contaminations environnementales suite aux explosions d'armes nucléaires dans l'atmosphère sont (figure 3.1) :

- les expositions externes liées à l'immersion dans le panache et au dépôt sur le sol (associé aux retombées suite au passage du panache radioactif) ;
- les contaminations internes liées à l'inhalation dans le panache et à l'ingestion d'eau et de produits alimentaires.

Les études considérées dans ce chapitre évaluent les doses issues des essais nucléaires atmosphériques avec un intérêt particulier porté aux estimations de doses reçues par la population locale de Polynésie française. Les données dont on dispose sont les estimations des doses réalisées par les autorités françaises et celles réalisées dans le cadre de l'étude épidémiologique de l'Inserm (Drozdovitch et coll., 2008 ; de Vathaire et coll., 2010). Cette analyse est basée sur les rapports publiés par les autorités françaises (DSND⁵⁰, 2006a et b ; DSND et CEA, 2006a et b ; Ministère de la Défense, 2006) et sur l'évaluation qui en a été faite par l'*International Atomic Energy Agency* (IAEA) (IAEA et CEA, 2010). En effet, en 2009 les autorités françaises ont demandé

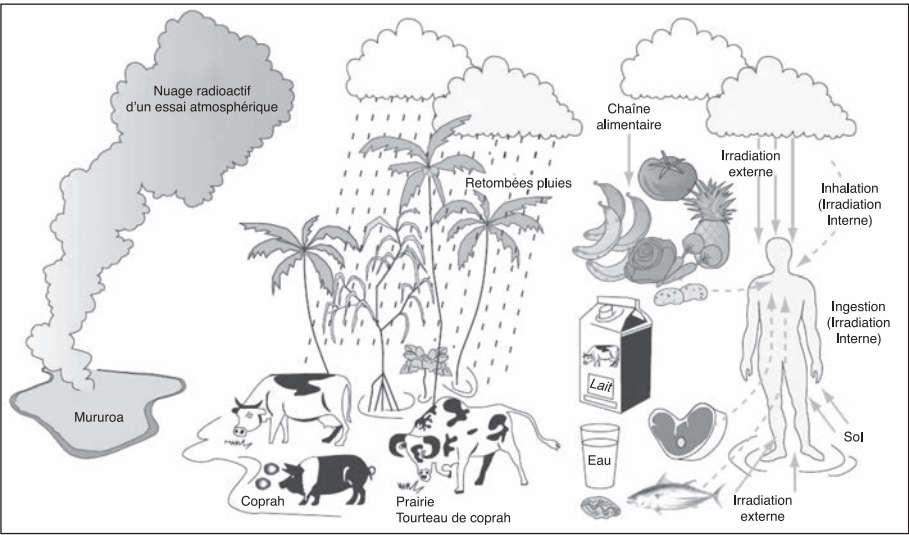


Figure 3.1 : Voies de transfert simplifiées des radionucléides dans l'environnement depuis leur libération lors d'une explosion nucléaire jusqu'aux produits des chaînes alimentaires conduisant à l'Homme (Ministère de la Défense, 2006)

50. DSND : Délégué à la Sécurité Nucléaire et à la radioprotection pour les activités et installations intéressant la Défense.

à l'IAEA de réaliser une évaluation indépendante sur les estimations rétrospectives publiées en 2006. Cette évaluation a été réalisée par un groupe de quatre experts internationaux en concertation avec le personnel de l'IAEA. Le rapport du Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives (CEA) en 2014 (CEA, 2014), écrit en réponse à l'étude de l'IAEA, a également été considéré dans cette analyse. Dans ce chapitre, les doses publiées par les autorités françaises sont comparées à celles de l'étude réalisée par l'Inserm (Drozdovitch et coll., 2008) ; le détail de la reconstruction de doses pouvant être trouvé dans la communication des docteurs Bouville et Drozdovitch, présentée dans ce rapport (voir la communication « *Dose assessment methods used to evaluate the radiation exposures from nuclear testing in the atmosphere, with emphasis on the tests conducted in French Polynesia* »).

Les reconstructions de doses dans le contexte des essais nucléaires suivent une méthodologie considérant les différentes voies d'exposition. Les différents modèles et hypothèses suivis dans chaque reconstruction sont basés sur les données disponibles. Le contexte d'exposition le plus proche des essais nucléaires menés par la France en Polynésie française étant celui des autres essais nucléaires du Pacifique, une rapide comparaison avec les doses associées aux essais américains dans les îles Marshall (les plus documentés en termes de reconstruction de dose) sera également proposée. La reconstruction des doses reçues par le personnel impliqué dans les essais nucléaires sera abordée sur la base des études publiées sur les personnels américains et australiens (Crouch et coll., 2009 ; Till et coll., 2014 ; Beck et coll., 2017).

Reconstruction dosimétrique en Polynésie française par les autorités françaises

Transfert des radionucléides dans l'environnement

Les radionucléides libérés lors des essais nucléaires sont les matières nucléaires non consommées (environ 10 % de la matière fissile sont en général consommées), les traceurs de réaction, les produits des réactions de fission, les produits des réactions d'activation des composants technologiques (engins, structures) et les produits d'activation des composants naturels de l'environnement : air, eau et sol. Tous ces éléments se retrouvent dans l'environnement dans des proportions qui dépendent du mélange initial et des conditions de l'explosion (Ministère de la Défense, 2006).

La probabilité de formation des produits de fission est variable et dépend de leur nombre de masse. Ces produits de fission, radioactifs, vont se transformer

à la suite de désintégrations en de nouveaux éléments. Ces désintégrations successives donnent naissance, par filiation isobarique, à une cascade de radionucléides dont les proportions relatives sont caractéristiques de l'essai réalisé. La désintégration radioactive des matières non consommées et des produits de fission, essentiellement par décroissance bêta, est souvent accompagnée de rayonnements gamma. Les produits de fission initiaux ainsi que leurs descendants évoluent dans le temps en fonction de leurs périodes radioactives respectives. En ayant connaissance du mélange initial non fractionné des produits de fission, l'évolution de la contribution relative de chaque radionucléide émetteur bêta à l'activité bêta globale peut être calculée en fonction du temps après l'explosion. La taille des particules est un facteur prépondérant à la répartition et à l'évolution de la radioactivité du mélange ; le dépôt de particules les plus lourdes s'effectuant plus rapidement.

La plupart des neutrons de fission associés au rayonnement initial sont des neutrons rapides. Ils sont essentiellement capturés par les noyaux des atomes de la matière nucléaire de l'engin testé, des matériaux du dispositif nécessaire à l'essai et des composantes naturelles de l'environnement proche. Ces réactions induisent la formation d'un cortège caractéristique de produits d'activation. L'évolution de la radioactivité issue des produits d'activation dépend des composantes de l'environnement (Ministère de la Défense, 2006).

Surveillance radiologique⁵¹

Le programme français de surveillance radiologique a mené des campagnes de mesures gamma et bêta global dans les biotopes (atmosphère, géosphère, hydrosphère) et la biocénose (échantillons terrestres et marins de produits de consommation, de sédiments, coraux, plancton, etc.). Entre 1966 et 1996, 30 000 échantillons biologiques ont été collectés et analysés (Ministère de la Défense, 2006). La participation aux essais d'intercomparaison impliquant plusieurs laboratoires internationaux a permis de valider les procédures et les résultats des mesures sur ces échantillons. Toutefois, la portée, la pertinence des mesures et la représentativité des échantillons peuvent être discutées (IAEA et CEA, 2010).

51. Les données de surveillance radiologique de l'environnement en Polynésie française ont fait l'objet de l'audition par le groupe d'experts d'un intervenant de l'IRSN (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire). Ces données sont détaillées dans la communication intitulée « Éléments de connaissance de l'IRSN concernant les retombées des essais nucléaires atmosphériques français sur la Polynésie », présentée dans ce rapport.

Calcul des doses de 2006

Les estimations des doses efficaces et à la thyroïde réalisées par les autorités françaises ont porté dans un premier temps sur les populations des îles Gambier, de Tureia et de Tahiti lors des essais nucléaires d'Aldébaran (2 juillet 1966), Encelade (12 juin 1971) et Centaure (17 juillet 1974), respectivement (DSND et CEA, 2006a). Une deuxième phase de cette évaluation a porté sur les populations des îles Gambier et de Tureia lors des essais de Rigel (24 septembre 1966), Arcturus (2 juillet 1967) et Phoebe (8 août 1971) (DSND et CEA, 2006b).

La méthode de calcul (figure 3.2) porte sur une estimation des doses associées aux principales voies d'exposition : les expositions externes liées au dépôt sur le sol et à l'immersion dans le panache ainsi que les contaminations internes liées à l'inhalation dans le panache et à l'ingestion d'eau et de produits alimentaires.

Le processus de reconstruction de doses choisi par les autorités françaises est fondé sur les mesures de dépôt au sol (Bq.m^{-2}) en bêta global⁵², à partir desquelles l'activité volumétrique intégrée sur le temps (Bq.s.m^{-3}) des aérosols présents dans le panache est estimée, par isotope, en fonction de sa vitesse de dépôt (V_d) en m.s^{-1} :

$$\text{Activité volumétrique intégrée} = \text{Dépôt} / V_d$$

La répartition des radionucléides dans le dépôt au sol est déduite du calcul du terme source (en considérant décroissance et filiation). Environ 1 000 radioisotopes sont présents dans le terme source et les 70 qui contribuent majoritairement à l'activité globale sont considérés au moment du passage du panache (la liste des isotopes majoritaires en termes d'activité est donnée en annexe de chacun des rapports pour chaque test considéré) (DSND et CEA, 2006a et b). L'activité de chacun des 70 radioisotopes ainsi que leur variation dans le temps après la détonation sont obtenues à partir de la base JEFF (*Joint Evaluation Fission and Fusion File*) (Agence pour l'Énergie Nucléaire, 2005)⁵³.

52. L'utilisation de l'activité bêta globale est en soi peu satisfaisante pour les calculs de doses car elle nécessite de faire un certain nombre d'hypothèses. Disposer de l'activité par isotope permet une estimation plus fiable.

53. Agence pour l'Énergie Nucléaire. Base de données JEFF. *Joint Evaluation Fission and Fusion File*. 2005.

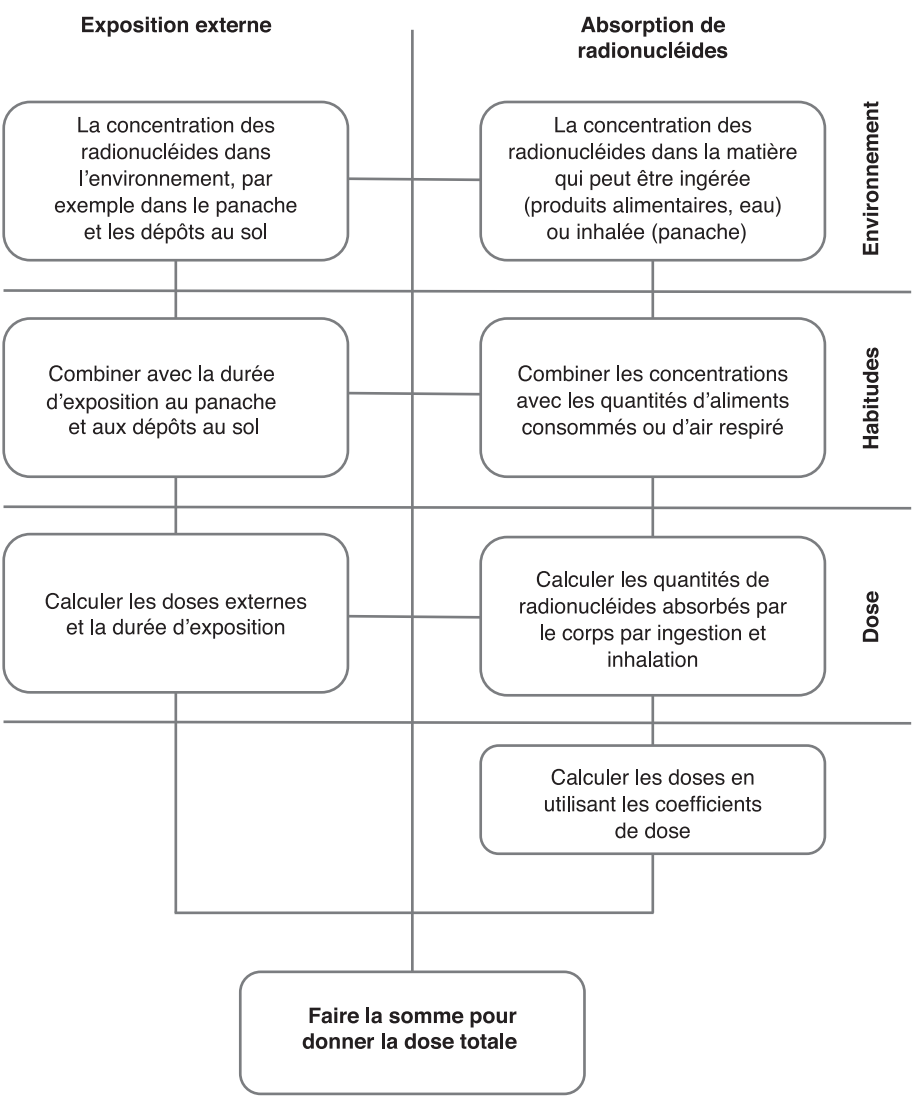


Figure 3.2 : Mode de calcul des doses (d’après IAEA et CEA, 2010)

Les hypothèses suivantes sont discutées dans le rapport de l’IAEA (IAEA et CEA, 2010) comme suit :

- « Le transport atmosphérique n’a pas provoqué de modification du spectre initial ». En pratique, des évolutions dans la répartition des radionucléides contribuant à l’activité bêta globale se produisent avec le temps : les radionucléides forment des particules de plus grande taille ou y sont rattachés, le dépôt des particules les plus grosses est plus rapide, la pluie peut également

affecter la répartition des radionucléides en éliminant préférentiellement les matières les plus solubles. L'incertitude associée à cette hypothèse est difficile à quantifier. Toutefois, une comparaison entre le pourcentage d'iode-131 contribuant à l'activité bêta globale calculée après le test Centaure et celui mesuré dans l'herbe de Pirae fait apparaître une bonne correspondance. L'hypothèse d'une répartition identique n'est donc *a priori* pas dénuée de fondement pour le dépôt d'iode ;

- l'incertitude sur la vitesse de dépôt est importante et dépend des conditions météorologiques. Les valeurs varient de 5×10^{-3} à $3 \times 10^{-1} \text{ m.s}^{-1}$, les plus élevées étant retenues dans le cas d'un transfert rapide et de pluie.

Irradiation externe par le panache

La dose efficace due à l'irradiation externe par le panache est égale à la somme des produits de l'activité volumétrique intégrée de chaque isotope présent dans le panache (voir ci-dessus) par les coefficients de dose efficace (pour la voie d'exposition externe par le panache, CD_{pch_i} en $\text{Sv}/(\text{Bq.s.m}^{-3})$) disponibles dans la littérature (Bellamy et coll., 2019) :

$$\text{Dose externe panache} = \sum_i (\text{Activité volumétrique intégrée}_i \times CD_{pch_i})$$

La durée du passage du panache au-dessus des îles était relativement courte (entre quelques dizaines et quelques centaines de minutes). La dose due à l'irradiation externe par le panache contribue, en général, de façon mineure à la dose totale, d'autant plus quand les habitants étaient confinés sous abris.

Irradiation externe par le dépôt

À partir de l'activité déposée estimée pour chacun des radionucléides à la suite des mesures en bêta global (voir ci-dessus), le débit de dose dû au dépôt en Sv.h^{-1} peut être déterminé, pour chaque isotope, à partir des coefficients de dose efficace (pour la voie d'exposition externe par le dépôt, $CD_{\text{Dépôt}}$ en $(\text{Sv.h}^{-1})/(\text{Bq.m}^{-2})$) disponibles dans la littérature (Bellamy et coll., 2019) :

$$\text{Débit de dose externe dépôt} = \sum_i (\text{Dépôt}_i \times CD_{\text{Dépôt}_i})$$

La dose due au dépôt est ensuite déterminée par intégration dans le temps en considérant la décroissance radioactive (constante radioactive $\lambda_{\text{rad},i}$) de chacun des isotopes et en évaluant la durée d'exposition des individus :

$$\text{Dose externe dépôt} = \sum_i \frac{\text{débit dose dépôt}_i \times [1 - \exp(-\lambda_{\text{rad},i} T)]}{\lambda_{\text{rad},i}}$$

Les hypothèses suivantes ont été considérées quant à la durée d'exposition des individus :

- les habitants passent deux tiers de leur temps à l'extérieur des habitations et un tiers à l'intérieur ;
- si le panache arrive pendant la nuit, la dose externe due au dépôt est considérée comme négligeable pendant les 6 premières heures. L'hypothèse d'une protection à 100 % contre les rayonnements gamma surestime certainement la capacité des maisons tropicales légères à servir d'abri (IAEA et CEA, 2010).

Contamination interne par inhalation dans le panache

La dose par inhalation due à l'ensemble des isotopes est égale à la somme des produits de l'activité volumétrique intégrée sur le temps de passage pour chaque isotope présent dans le panache par le débit respiratoire (QR_j en $m^3.s^{-1}$) et le coefficient de dose efficace ou de dose à la thyroïde (pour la voie d'inhalation, $CD_{inhal_{i,j}}$ en $Sv.Bq^{-1}$) :

$$Dose\ inhalation = \sum_i (Activité\ volumétrique\ intégrée_i \times QR_j \times CD_{inhal_{i,j}})$$

La dose à la thyroïde est essentiellement due à l'iode radioactif et aux tellures (tels que ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{135}I , ^{132}Te) :

- si une vitesse de dépôt moyenne est appliquée à tous les radionucléides, cela peut entraîner une surestimation de l'activité volumétrique intégrée de l'iode radioactif dans l'air et par conséquent une surestimation de la dose à la thyroïde car l'iode et ses composés se déposent plus rapidement que les autres radionucléides (IAEA et CEA, 2010) ;
- dans la plupart des cas, la contribution de la dose due à l'inhalation à la dose efficace totale ou à la dose à la thyroïde totale n'est pas majeure. Toutefois, là où la consommation d'eau et d'aliments produits localement est faible, l'inhalation peut devenir la voie prédominante contribuant à la dose interne ou contribuant significativement à la dose totale (IAEA et CEA, 2010).

La figure 3.3 propose une représentation schématique du calcul des doses réalisé par les autorités françaises pour les voies d'exposition associées au dépôt et au panache.

Contamination interne par ingestion

La contamination par ingestion regroupe l'incorporation de radionucléides via l'eau de boisson, les produits agricoles produits localement et les produits de la mer. La contribution relative de ces trois composantes dépend des conditions de vie locales et des habitudes alimentaires des populations. Les

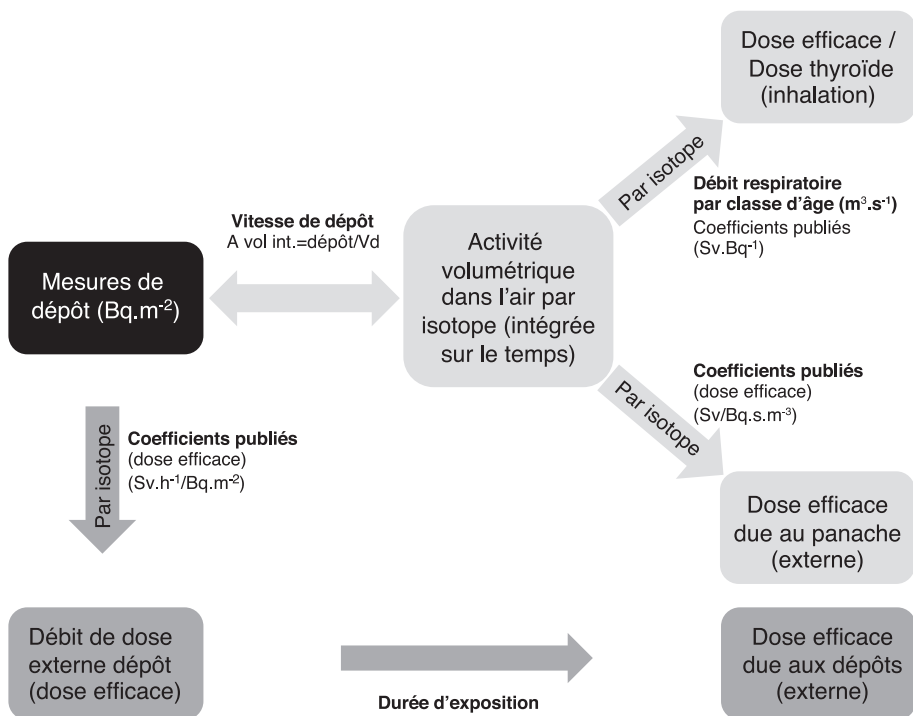


Figure 3.3 : Représentation schématique du calcul des doses efficaces et à la thyroïde pour les voies d'exposition interne et externe associées au dépôt et au panache

A vol int. : Activité volumétrique intégrée ; Vd : Vitesse de dépôt

doses dues à l'ingestion de produits contaminés par les retombées radioactives dépendent de la consommation et donc de l'âge des individus.

Les calculs des doses par ingestion se font à partir des activités mesurées dans les aliments, sauf pour les légumes feuilles (cf. *infra*). La répartition des activités des isotopes dans les aliments à la date considérée est supposée identique à la répartition des activités dans le dépôt, calculée à partir de l'évolution dans le temps du terme source. Cette approximation ne tient pas compte des facteurs d'interception par les plantes qui sont différents selon les formes chimiques des radioisotopes.

La dose par ingestion se calcule par la somme, pour les différents isotopes, des produits de l'activité (Bq.kg^{-1}) par la consommation (en kg) et le coefficient de dose par ingestion (soit en dose efficace, soit en dose à la thyroïde $\text{CD ing}_{i,j}$ en Sv.Bq^{-1}) (comme schématisé dans la figure 3.4) :

$$\text{Dose ingestion} = \sum_i (\text{Act aliment}_i \times \text{conso}_j \times \text{CDing}_{i,j})$$

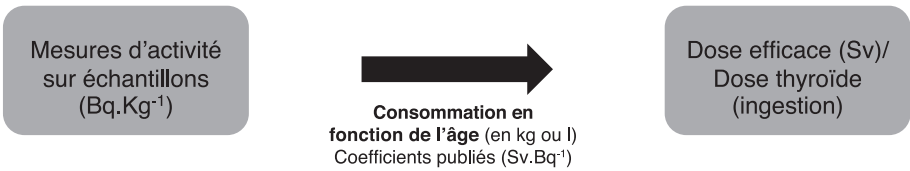


Figure 3.4 : Représentation schématique du calcul des doses efficaces et à la thyroïde dues à l'ingestion de produits de consommation

Pour les légumes feuilles, l'activité de chaque radionucléide due au dépôt direct lors du passage du panache est estimée à partir de l'activité déposée au sol, du rapport de captation (RC) et du rendement de culture (Rdt en kg.m⁻²) :

$$\text{Activité aliment}_i = \text{Dépôt}_i \times \text{RC} / \text{Rdt}$$

L'activité intégrée en Bq.j.kg⁻¹ est estimée pour prendre en compte les décroissances biologiques et radioactives en divisant l'activité par le facteur de décroissance efficace λ_{eff} (en jour⁻¹) :

$$\text{Activité intégrée aliment}_i = \text{Activité aliment}_i / \lambda_{\text{eff}i}$$

La dose par ingestion est estimée comme le produit de l'activité intégrée par la consommation journalière et le coefficient de dose (soit en dose efficace, soit en dose à la thyroïde, CD ing_{i,j}) :

$$\text{Dose ingestion} = \sum_i (\text{Act intégrée aliment}_i \times \text{conso}_i \times \text{CDing}_{i,j})$$

La consommation d'aliments issus de l'agriculture locale a contribué de manière significative à la dose efficace interne et à la dose à la thyroïde sur tous les sites de Polynésie française considérés. Sur les petites îles sans bétail, la contamination directe par les végétaux est prédominante. À Tahiti, l'incorporation de radionucléides due à la consommation de lait s'ajoute à celle issue des végétaux (la consommation d'œufs et de viande ne contribuant que de façon minoritaire).

Plusieurs points spécifiques peuvent être discutés comme suit (IAEA et CEA, 2010) :

- la dose interne a été estimée par intégration sur le temps de la concentration d'activité initiale dans l'eau de boisson sur une période allant jusqu'à un mois, ce qui semble suffisant pour les principaux contributeurs dont l'iode radioactif. Dans ce processus d'intégration, la dilution de l'eau contaminée par l'eau de source ou l'eau de pluie n'a pas été prise en compte, entraînant une surestimation de la dose provenant de la consommation d'eau de boisson ;

- la composition isotopique des radionucléides contenus dans les aliments varie énormément. Alors que la composition isotopique des radionucléides déposés sur les plantes est généralement similaire à celle des retombées, les radionucléides retrouvés dans les tissus animaux et dans le lait sont essentiellement des radionucléides solubles ayant en général des coefficients de dose par ingestion nettement plus élevés que les radionucléides insolubles. L'utilisation directe de l'activité bêta globale des échantillons de produits animaux entraîne une sous-estimation de la dose due à l'ingestion si on considère que la composition des radionucléides de l'activité bêta globale dans les aliments d'origine animale est la même que celle constatée dans le dépôt initial des retombées. L'estimation de la dose chez les habitants de Tahiti est basée sur l'activité volumétrique propre à l'iode radioactif (^{131}I) dans le lait, éliminant la possibilité de sous-estimation ;
- la composition isotopique des radionucléides dans les poissons et les mollusques étant considérée comme identique à celle observée dans les retombées, on peut s'attendre à une surévaluation des doses, en particulier à la thyroïde, car le facteur de transfert entre l'eau de mer et la chair des mollusques est en général plus faible pour l'iode que pour les autres éléments.

Calcul des doses de 2014

L'objectif principal du rapport publié par le CEA en 2014 est de compléter la première évaluation réalisée en 2006 en considérant non seulement les retombées immédiates mais également les retombées plus tardives ayant affecté la population polynésienne sur l'ensemble de la période de 1966 à 1974.

Le calcul des doses est basé sur les mesures de radioactivité effectuées dans les différents milieux (air, produits alimentaires) en considérant les spectres de six radionucléides contribuant à l'activité bêta globale selon le tableau 3.I.

Les retombées dites différées ont touché des zones habitées plusieurs jours ou semaines après les essais, permettant une dispersion des aérosols et une décroissance radioactive des radionucléides à vie courte. Les doses de contamination interne (inhalation et ingestion) issues de ces retombées ont été calculées pour l'ensemble des populations d'adultes et d'enfants répartis en cinq classes d'âges entre 1966 et 1974.

Les résultats finaux sont présentés sous forme de tableau dans lequel les doses moyennes annuelles efficaces sont présentées pour chaque île, par voie de contamination, de façon globale pour l'ensemble de la période pour le cas des retombées différées. Les doses issues des retombées immédiates sont

Tableau 3.I : Contribution relative des 6 radionucléides prédominants à l’activité bêta globale (d’après CEA, 2014)

Radionucléide	Spectre considéré (%)	
	Tuamotu, Gambier, Australes et Marquises	Îles de la Société
¹³⁷ Cs	26,6	6,6
⁹⁰ Sr	6,3	1,8
⁶⁵ Zn	43	66,5
⁹⁵ Zr	2	5,1
⁶⁰ Co	6,7	2
¹⁰⁶ Ru	15,4	17,9

également résumées dans le tableau par île et par essai. À partir de ces valeurs de doses, un individu peut reconstituer la dose qu’il a reçue en fonction de son âge, son lieu de résidence et le temps de séjour.

Doses reçues par la population polynésienne

Doses issues des retombées immédiates

Les tableaux 3.II et 3.III reproduisent les doses reçues par la population polynésienne telles qu’elles ont été publiées dans les derniers rapports (IAEA et CEA, 2010 ; CEA, 2014).

Les voies prédominantes d’exposition varient pour les différents tests et les doses considérées. Si la dose efficace chez l’adulte est considérée, la dose externe due au dépôt contribue largement à la dose totale pour les populations :

- de Tureia après les tests Arcturus et Encelade ;
- des îles Gambier après le test Aldébaran ;
- de Hitiaa et Taravao après le test Centaure.

La contamination par le panache est également une voie prédominante d’exposition à Taravao après le test Centaure. La dose due à la consommation de produits de la mer est prédominante pour les populations adultes de Tureia après les tests Arcturus et Rigel et les adultes de Pirae après le test Centaure (de façon comparable avec la consommation de légumes). La consommation d’eau est la voie prédominante d’exposition pour les adultes des Îles Gambier après les tests Rigel et Phoebe.

Tableau 3.II : Estimation de la dose efficace chez l'adulte (mSv) (d'après IAEA et CEA, 2010)

Test – Zone	Inhalation pendant le passage du panache (mSv)	Dose externe due au panache (mSv)	Dose externe due au dépôt au sol (mSv)	Légumes (mSv)	Lait (mSv)	Viande, etc. (mSv)	Produits de la mer (mSv)	Eau (mSv)	Total (mSv)
Rigel – Tureia	0,002	Négligeable	0,05	Absence de données	Absence de données	Absence de données	0,002-0,074	0,01-0,02	0,07-0,15
Arcturus – Tureia	0,012-0,07	0,002-0,01	0,7	0,013	Absence de données	Absence de données	0,03-2,4	0,03	0,8-3,2
Encélade – Tureia	0,004-0,024	Négligeable	1,1	0,004	Absence de données	Absence de données	0,06-0,3	0,06-0,45	1,2-1,9
Aldébaran – Îles Gambier	0,12-1,2	0,02-0,2	2,9	0,09-1,4	Absence de données	Absence de données	0,001-0,8	0-0,12	3,1-6,6
Rigel – Îles Gambier	Négligeable	Négligeable	0,019	0,012	Absence de données	Absence de données	0,0006-0,026	0,1-0,17	0,1-0,2
Phoebe – Îles Gambier	0,0005-0,002	0,0005-0,002	0,11	0,025-0,64	Absence de données	Absence de données	0,006-0,019	0,1-1,8	0,24-2,6
Centaure – Pirae	0,046	0,002	0,053	0,15	0,03	0,046	0,11	0,016	0,5
– Hitiaa	0,52	0,025	1,2	0,41	0,2	0,025	0,18	0,03	2,6
– Taravao	1,9	0,09	1,1	0,23	0,03	0,025	0,18	0,0045	3,6

Tableau 3.III : Estimation de la dose équivalente à la thyroïde chez l'enfant de 1-2 ans (mSv) (d'après IAEA et CEA, 2010)

Test – Zone	Inhalation pendant le passage du panache (mSv)	Dose externe due au panache (mSv)	Dose externe due au dépôt au sol (mSv)	Légumes (mSv)	Lait (mSv)	Viande, etc. (mSv)	Produits de la mer (mSv)	Eau (mSv)	Total (mSv)
Rigel – Tureia	0,03	Négligeable	0,05	Absence de données	Absence de données	Absence de données	0,056-1,1	0,52-0,88	0,65-2,1
Arcturus – Tureia	0,2-1,4	Négligeable	0,7	0,2-0,22	Absence de données	Absence de données	0,56-34,6	1,24	2,2-38
Encélade – Tureia	0,14-0,82	Négligeable	1,1	0,04	Absence de données	0,007-0,056	0,67-4,5	3,0-21,1	4,9-27,6
Aldébaran – Îles Gambier	3-30	0,02-0,2	2,9	1,3-19	Absence de données	Absence de données	0,02-22,8	0,0-6,0	7,2-81
Rigel – Îles Gambier	0,011	Négligeable	0,019	0,13	Absence de données	Absence de données	0,02-0,38	4,4-7,3	4,6-7,8
Phoebe – Îles Gambier	0,01-0,039	Négligeable	0,11	0,34-9	Absence de données	Absence de données	0,18-0,58	4,3-88,2	4,8-98
Centaure – Pirae	0,57	0,002	0,053	4,3	4,5	1,28	2,86	0,6	14
– Hitiaa	6,4	0,025	1,2	11,9	25	0,68	3,4	1,3	50
– Taravao	24	0,09	1,1	6,9	4,5	0,61	3,4	0,22	41

Chez l'adulte, les doses efficaces intégrées sur une période donnée varient de 0,07-0,15 mSv sur Tureia après le test Rigel à 3,1-6,6 mSv sur les îles Gambier après le test Aldébaran.

Si la dose à la thyroïde chez les jeunes enfants (1-2 ans) est considérée, les voies prédominantes de contamination sur Tureia suite à l'essai Rigel sont la consommation de produits de la mer et d'eau. La voie de contamination prédominante sur Tureia suite à l'essai Arcturus est la consommation de produits de la mer alors qu'il s'agit de la consommation d'eau suite à l'essai Encelade. Les voies de contamination prédominantes sur les îles Gambier sont l'inhalation dans le panache et la consommation de légumes et de produits de la mer après Aldébaran. La consommation d'eau est la voie prédominante sur les îles Gambier après Rigel et Phoebe. Suite à l'essai Centaure, les voies de contamination prédominantes sont :

- la consommation de légumes, lait, produits animaux, produits de la mer à Pirae ;
- l'inhalation dans le panache, la consommation de légumes et de lait à Hitiaa et Taravao.

Chez l'enfant, les doses équivalentes à la thyroïde varient de 0,6 mSv pour l'essai Rigel jusque potentiellement 98 mSv sur les îles Gambier après l'essai Phoebe.

Doses issues des retombées tardives

Les doses issues des retombées tardives qui ont été estimées ultérieurement pour l'ensemble de la Polynésie peuvent être ajoutées aux doses issues des retombées immédiates en fonction de l'âge et du lieu de résidence. Le tableau 3.IV présente les valeurs de doses efficaces annuelles pour les contaminations par inhalation et ingestion pour les 5 classes d'âge considérées et chez l'adulte.

On notera que toutes les doses efficaces issues des retombées tardives sont inférieures à 0,6 mSv.

Comparaison avec les doses estimées par ailleurs

Doses estimées dans le cadre de l'étude Inserm (Drozdovitch et coll., 2008)

Une estimation des doses a été réalisée de façon indépendante dans le cadre de l'étude cas-témoins de l'Inserm pour 229 cas de cancer de la thyroïde et 373 témoins (de Vathaire et coll., 2010). Le détail des calculs effectués dans

Tableau 3.IV : Dose efficace annuelle (mSv) issue des retombées tardives potentiellement reçues entre 1966 et 1974 (d'après CEA, 2014)

Localisation (essais de référence)	Période d'exposition	Voie d'exposition	Âge (années)					
			0-1	1-2	2-7	7-12	12-17	Adulte
Tureia	1966-1974	Inhalation	0,12	0,05	0,05	0,07	0,08	0,07
	1966-1974	Ingestion	0	0,51	0,38	0,43	0,53	0,39
	Rigel	Jan. à déc. 1966	Inhalation	0,018	0,0026	0,0024	0,0024	0,0023
	Arcturus	Jan. à déc. 1967	Inhalation	0,013-0,08	0,019-0,11	0,017-0,1	0,016-0,1	0,015-0,09
	Encelade	Jan. à déc. 1971	Inhalation	0,007-0,04	0,01-0,062	0,009-0,05	0,006-0,03	0,005-0,03
	Rigel	Jan. à déc. 1966	Ingestion	0,04-0,06	0,05-0,18	0,02-0,12	0,02-0,12	0,02-0,13
	Arcturus	Jan. à déc. 1967	Ingestion	0,08	3,2	2,67	2,95	3,34
	Encelade	Jan. à déc. 1971	Ingestion	0,2-1,4	0,35-2,3	0,18-1,12	0,19-1,15	0,18-1
	Rigel	Jan. à déc. 1966	Exposition externe	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
	Arcturus	Jan. à déc. 1967	Exposition externe	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Réao	Jan. à déc. 1971	Exposition externe	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
		Inhalation	0,11	0,05	0,05	0,06	0,07	0,07
Puka Rua	Jan. à déc. 1971	Ingestion	0	0,21	0,14	0,17	0,24	0,16
		Inhalation	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
		Ingestion	0	0,22	0,15	0,18	0,26	0,18
Hao	Jan. à déc. 1971	Inhalation	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
		Ingestion	0	0,31	0,22	0,22	0,25	0,19

Tableau 3.IV (suite) : Dose efficace annuelle (mSv) issue des retombées tardives potentiellement reçues entre 1966 et 1974 (d'après CEA, 2014)

Localisation (essais de référence)	Période d'exposition	Voie d'exposition	Âge (années)					
			0-1	1-2	2-7	7-12	12-17	Adulte
Tuamotu (hors Turai, Réao, Puka Rua, Hao)		Inhalation	0,13	0,06	0,06	0,07	0,08	0,08
		Ingestion	0	0,39	0,27	0,29	0,34	0,24
Îles Gambier		Inhalation	0,28	0,13	0,13	0,16	0,18	0,17
		Ingestion	0	0,1	0,08	0,1	0,12	0,08
Aldébaran	Juil. à déc. 1966	Inhalation	0,14-1,4	0,22-2,2	0,19-1,9	0,18-1,8	0,16-1,6	0,12-1,2
Rigel	Sept 66-Mar 67	Inhalation	0,00065	0,00094	0,00085	0,00088	0,00082	0,00071
Phoebé	Août 71-Jan 72	Inhalation	0,002	0,0031	0,0027	0,0026	0,0024	0,0021
Aldébaran	Juil. à déc. 1966	Ingestion	0,31	4,2	3,4	2,9	3,26	2,41
Rigel	Sept 66-Mar 67	Ingestion	0,25-0,42	0,39-0,65	0,25-0,42	0,18-0,3	0,15-0,23	0,11-0,18
Phoebé	Août 71-Jan 72	Ingestion	0,24-4,5	0,41-7,8	0,27-5,3	0,2-2,8	0,17-3,3	0,13-2,5
Aldébaran	Juil. à Déc. 1966	Exposition externe	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1
Rigel	Sept 66-Mar 67	Exposition externe	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Phoebé	Août 71-Jan 72	Exposition externe	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
Hitiaa/Taravao (îles Société)		Inhalation	0,34	0,12	0,12	0,15	0,15	0,15
		Ingestion	0	0,32	0,15	0,13	0,13	0,10
Centaure	Juil. à déc. 1974	Inhalation	0,37	0,57	0,53	0,56	0,55	0,52
Centaure	Juil. à déc. 1974	Ingestion	4,28	3,47	1,83	1,4	1,1	0,84
Centaure	Juil. à déc. 1974	Exposition externe	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2

Tableau 3.IV (fin) : Dose efficace annuelle (mSv) issue des retombées tardives potentiellement reçues entre 1966 et 1974 (d'après CEA, 2014)

Localisation (essais de référence)	Période d'exposition	Voie d'exposition	Âge (années)					
			0-1	1-2	2-7	7-12	12-17	Adulte
Îles de la Société		Inhalation	0,38	0,14	0,14	0,17	0,18	0,17
		Ingestion	0	0,15	0,09	0,09	0,11	0,08
Centaure	Juil. à déc. 1974	Inhalation	0,032	0,05	0,046	0,049	0,048	0,046
Centaure	Juil. à déc. 1974	Ingestion	0,7	1,1	0,6	0,5	0,5	0,35
Centaure	Juil. à déc. 1974	Exposition externe	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Archipel des Australes		Inhalation	0,19	0,09	0,09	0,11	0,12	0,12
		Ingestion	0	0,13	0,08	0,11	0,16	0,1
Archipel des Marquises		Inhalation	0,4	0,18	0,19	0,23	0,26	0,25
		Ingestion	0	0,06	0,04	0,05	0,08	0,06

cette étude est présenté dans la communication des docteurs Bouville et Drozdovitch (voir la communication en fin du rapport : « *Dose assessment methods used to evaluate the radiation exposures from nuclear testing in the atmosphere, with emphasis on the tests conducted in French Polynesia* »). La reconstruction est basée sur les données envoyées à l'UNSCEAR : l'activité bêta globale dans l'air mesurée sur les filtres ; les mesures en ^{131}I et ^{137}Cs dans le lait (Tahiti) et les mesures en gamma total dans les produits alimentaires, combinées avec les données publiées dans le cadre des tests conduits dans le Nevada pour obtenir les activités dans le dépôt (Hicks, 1981). Les principales voies d'exposition considérées sont : les expositions externes liées au dépôt au sol, l'inhalation et l'ingestion d'I-131 et les contaminations par les iodes à vie courte (^{132}I , ^{133}I , ^{135}I), le ^{132}Te et le ^{137}Cs .

En complément des données mesurées, la reconstruction est basée sur l'information collectée au niveau individuel par questionnaire : l'âge, les lieux de résidence, le type de construction de chaque résidence, les habitudes alimentaires à l'âge de 15 ans, les sources de consommation d'eau et la durée d'allaitement.

Les données présentées dans ce chapitre sont celles publiées en 2008⁵⁴.

Les doses absorbées à la thyroïde estimées pour les 602 individus participant à l'étude sont présentées par voie d'exposition dans le tableau 3.V.

Tableau 3.V : Doses absorbées à la thyroïde estimées pour les cas et les témoins participant à l'étude, selon les voies d'exposition (d'après Drozdovitch et coll., 2008).

Voie d'exposition	Dose à la thyroïde (mGy)		
	Min	Moyenne	Max
Contamination en ^{131}I	0,003	2,0	28
Contamination en ^{132}I , ^{133}I , ^{135}I et ^{132}Te	0,0008	0,4	10
Exposition externe	0,004	0,2	2,6
Ingestion de $^{134,137}\text{Cs}$	0,0006	0,1	0,8
Total	0,03	2,7	37

54. En février 2020, Drozdovitch et coll. ont publié une étude portant sur le dépôt au sol des radionucléides en Polynésie française, à partir de données de rapports déclassifiés en 2013 (Drozdovitch V, de Vathaire F, Bouville A. *Ground deposition of radionuclides in French Polynesia resulting from atmospheric nuclear weapons tests at Mururoa and Fangataufa atolls*. *J Environ Radioact* 2020 ; 214-215 : 106176). Dans cette étude, Drozdovitch et coll. font référence à leur publication portant sur de nouvelles estimations des doses à la thyroïde dans la population de Polynésie française (Drozdovitch V, Bouville A, Taquet M, et al. *Thyroid doses to french polynesians resulting from atmospheric nuclear weapons tests : estimates based on radiation measurements and population lifestyle data*. *Health Phys* 2020, sous presse). Les résultats de ces deux études sont présentés dans la communication « *Dose assessment methods used to evaluate the radiation exposures from nuclear testing in the atmosphere, with emphasis on the tests conducted in French Polynesia* », en fin du rapport.

Les valeurs rapportées dans le tableau 3.VI permettent une comparaison en termes de dose efficace. En général, les doses sont du même ordre de grandeur dans les deux études.

Doses estimées pour la population des îles Marshall

Soixante-sept essais nucléaires américains ont été réalisés sur les îles Marshall dans le Pacifique sur la période 1946-1958 résultant pour 20 d'entre eux en l'exposition des populations civiles. L'essai Castle Bravo (1^{er} mars 1954) a produit, du fait des conditions météorologiques, des retombées sur l'est de l'atoll de Bikini, ayant conduit à l'exposition des populations. Dans les 19 jours qui ont suivi ce test, des mesures d'iode-131 dans les urines ont été réalisées pour un groupe d'adultes de Rongelap, Ailinginae et Rongerik. Des anthroporadiométries⁵⁵ et des évaluations biologiques supplémentaires ont également pu être réalisées dans les mois et les années qui ont suivi les tests. Ces mesures représentent une source majeure d'information pour l'estimation des doses de contamination interne (Simon et coll., 2010a).

Les doses ont été estimées pour 26 groupes d'individus habitant sur 23 atolls et îles (Simon et coll., 2010a et b ; Beck et coll., 2010 ; Bouville et coll., 2010 ; Harris et coll., 2010 ; Ibrahim et coll., 2010 ; Moroz et coll., 2010). Les doses ont également été estimées pour les habitants de Rongelap qui se trouvaient à Ailinginae ou sur les atolls du Sud au moment du test Castle Bravo et pour les militaires se trouvant sur Rongerik. Les doses absorbées à la thyroïde, à la moelle osseuse, à la paroi de l'estomac et du côlon ont été estimées par catégories d'âge : 1 an, 1-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans et adultes (tableau 3.VII). Les estimations de doses annuelles entre 1948 et 1970 ont été dérivées pour des personnes représentatives de chaque groupe, c'est-à-dire des personnes ayant des habitudes de vie, une alimentation et des caractéristiques anthropomorphiques considérées comme représentatives de leur âge et genre. Les doses ont été estimées pour 3 voies d'exposition :

- expositions externes dues au dépôt au sol ;
- contamination interne aiguë issue des retombées immédiates (63 radio-nucléides considérés) ;
- contamination interne chronique issue de la présence continue des radio-nucléides à vie longue (⁵⁵Fe, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ⁹⁰Sr et ¹³⁷Cs).

55. L'anthroporadiométrie consiste à mesurer l'activité des rayonnements X et gamma directement émis à l'extérieur de l'organisme par les radionucléides répartis soit de façon homogène au niveau du corps entier, soit de façon spécifique au sein d'un tissu ou organe (par ex. la thyroïde) (Source : IRSN).

Tableau 3.VI : Comparaison entre les doses efficaces (mSv) estimées par les autorités françaises (CEA) (IAEA et CEA, 2010) et celles estimées par Drozdovitch et coll. (Drozdovitch et coll., 2008)

Test	Zone	Inhalation (mSv)		Dose Externe Dépôt (mSv)		Ingestion Légumes (mSv)		Ingestion Eau (mSv)		Ingestion Lait (mSv)	
		CEA	Drozdovitch	CEA	Drozdovitch	CEA	Drozdovitch	CEA	Drozdovitch	CEA	Drozdovitch
Rigel	Tureia	0,002		0,05				0,01-0,02			
Arcturus	Tureia	0,012-0,07	0,035	0,7	0,4	0,013		0,03			
Encelade	Tureia	0,004-0,024	0,03	1,1	1	0,004		0,06-0,46			
Aldébaran	Gambier	0,12-1,2	0,4	2,9	3,9	0,09-1,4	1,9	0-0,12	0,13		
Rigel	Gambier	Négligeable		0,019		0,012		0,1-0,17			
Phoebe	Gambier	0,0005-0,002	0,04	0,11	0,4	0,025-0,64	0,3	0,1-1,8	0,013		
Centaure	Tahiti		0,01		0,4		0,08				0,4
Centaure	Pirae	0,046		0,053		0,15		0,016		0,03	
Centaure	Hitiaa	0,52		1,2		0,41		0,03		0,2	
Centaure	Taravao	1,9		1,1		0,23		0,0045		0,03	

Tableau 3.VII : Doses totales (interne et externe) pondérées par la taille de la population pour les adultes de 4 groupes d’atolls et/ou communautés, regroupés par niveau de dépôt en ¹³⁷Cs – Îles Marshall (Simon et coll., 2010a)

Atoll ou population	Lieu d'exposition	Dose totale à la moelle mGy (gamme)*	Dose totale à la thyroïde mGy (gamme)*
Southern latitude	Ailinglaplap, Arno, Aur, Ebon, Jaluit, Île Kili, Lae, Île Lib, Majuro, Maloelap, Mili, Namorik, Namu, Ujae	10 (6,1-43)	30 (17-75)
Mid-latitude	Ailuk, Kwajalein, Likiep, Île Mejit, Ujelang, Wotho, Wotje	37 (24-65)	130 (89-220)
Utrik	Utrik et atoll de transfert	160	890
Île Rongelap / Ailinginae/Évacués de Rongerik	Rongelap, Ailinginae, Rongerik, atoll de transfert	1 000 (500-1 600)	5 900 (3 000-9 200)
Tous	Tous	29 (6,1-1 600)	124 (17-9 200)

* Entre parenthèses sont données les doses totales minimales et maximales dans chacun des groupes.

Les doses totales absorbées par les différents organes sur l’ensemble de la période 1948-1970 varient en fonction de l’année de naissance. Les personnes adultes au moment des tests ont reçu des doses beaucoup plus faibles que les jeunes enfants. Les doses absorbées à la thyroïde varient de 33 mGy pour les adultes de Majuro à 23 000 mGy pour les enfants de Rongelap (Simon et coll., 2010a). Il semble important de noter que les doses estimées pour la population des îles Marshall, du fait de son degré d’exposition, sont en moyenne très largement supérieures aux doses estimées pour la population polynésienne.

Estimation des doses reçues par le personnel lors des essais nucléaires

Surveillance des personnels en Polynésie française (Ministère de la Défense, 2006)

Les personnels impliqués dans les essais nucléaires français étaient soit du personnel relevant du ministère de la Défense, soit du personnel du CEA ou des sous-traitants.

Expositions externes

Le suivi dosimétrique des travailleurs susceptibles d’être exposés était effectué à partir de la mesure de la dose individuelle et du contrôle des niveaux d’irradiation des zones où évoluait le personnel :

- durant la période des essais atmosphériques des dosimètres photographiques étaient utilisés pour effectuer la dosimétrie individuelle réglementaire du personnel. Compte tenu des techniques de mesure, le seuil d'enregistrement des doses était fixé à 0,2 mSv, les doses inférieures à ce seuil étant considérées comme nulles ;
- pendant la dernière décennie des essais souterrains, le dosimètre photographique a été remplacé par des dosimètres thermoluminescents pour les personnels de catégorie B susceptibles d'être les moins exposés parmi les personnels surveillés.

D'autres moyens de mesure comme le stylo électromètre (stylodosimètre) et le débitmètre intégrateur ont été utilisés pour permettre un accès plus rapide à la dose reçue. Ils avaient un rôle d'alerte et de redondance de la mesure. Au moment d'un essai atmosphérique et pour toutes les missions qui pouvaient entraîner un risque d'exposition, trois moyens dosimétriques pouvaient, selon les groupes de travailleurs concernés, être simultanément mis en œuvre : le dosimètre photographique réglementaire, le dosimètre thermoluminescent et le stylo électromètre.

Entre 1966 et 1974, lors des essais atmosphériques, 52 750 personnes ont bénéficié d'une surveillance dosimétrique. L'analyse des résultats de la surveillance de ces travailleurs montre que 3 425 d'entre eux ont été exposés. Des doses annuelles supérieures à 5 mSv ont été enregistrées dans 291 cas. Le dépassement de la limite réglementaire annuelle de dose (50 mSv) est rapporté pour 3 cas. En général, les expositions les plus fortes ont été reçues par les équipages des avions chargés d'effectuer des prélèvements d'aérosols atmosphériques au travers ou à proximité du nuage radioactif. Ces prélèvements étaient effectués soit en pénétrant le nuage afin de recueillir le dépôt des aérosols sur des filtres montés sur l'avion, soit en tirant des fusées munies de filtres à travers le nuage.

Entre 1975 et 1996, lors des essais souterrains, plus de 5 200 travailleurs ont fait l'objet d'une surveillance dosimétrique ; 2 124 doses annuelles supérieures à 0,2 mSv ont été enregistrées dont 10 comprises entre 5 et 15 mSv et une seule comprise entre 15 et 30 mSv.

Exposition interne

Pendant toute la période des essais nucléaires, la recherche d'une éventuelle exposition interne consécutive à l'inhalation ou à l'ingestion d'éléments radioactifs s'est appuyée sur les résultats des mesures anthroporadiométriques qui permettent de déterminer le spectre et l'activité des radionucléides émetteurs gamma incorporés dans l'organisme, et des mesures de l'activité des

radionucléides présents dans les urines, les fèces et les prélèvements nasaux.

Les essais Pégase et Melpomène effectués respectivement les 27 juillet 1970 et 28 juillet 1973 ont entraîné l'exposition interne de travailleurs. Les examens anthroporadiométriques et radiotoxicologiques réalisés sur le personnel ayant exécuté des travaux d'assainissement d'une étroite bande corallienne touchée par une retombée de plutonium ont révélé des doses efficaces internes comprises entre 20 et 320 μSv avec une moyenne de 170 μSv . Les doses mesurées à l'aide des dosimètres individuels (exposition externe) pour ces personnels étaient comprises entre 0,5 et 5 mSv avec une moyenne de 2 mSv. D'autres opérations d'assainissement ont été réalisées sur la zone où ont eu lieu les essais de sécurité entre 1981 et 1988. La dose maximale reçue lors de ces opérations a été estimée à 3,9 mSv.

Les résultats des anthroporadiométries ont également permis d'estimer les doses équivalentes à la thyroïde du personnel engagé dans les travaux d'assainissement suite à l'essai Pégase entre 0,6 et 1,5 mSv. Lors des essais souterrains, une fraction de l'iode présent dans l'eau de la cavité créée par l'essai pouvait remonter en surface lors des opérations de post-forage et se déposer sur les outils utilisés. Un risque d'exposition pour les équipes de forage et de radioprotection présentes sur la plateforme des post-forages justifiait une surveillance spécifique.

Les chantiers d'assainissement ouverts après les essais de sécurité et les expériences réalisées dans l'installation Meknès ainsi que durant les opérations de post-forage ont provoqué l'exposition de personnel dont les doses reçues n'ont pas dépassé 30 mSv.

Estimation des doses du personnel australien dans les essais nucléaires britanniques

Entre 1952 et 1957, 16 000 Australiens (civils et militaires) ont été impliqués dans la série de 12 tests britanniques réalisés sur le sol australien. La reconstruction de doses publiée par Crouch et coll. (2009) est plus complète que celle publiée sur le personnel britannique (Muirhead et coll., 2003a et b) car elle inclut aussi bien les doses issues des expositions externes qu'internes. Les sources d'exposition considérées sont :

- l'exposition externe due aux rayonnements initiaux à l'instant de la détonation, aux produits d'activation et aux retombées radioactives ;
- la contamination interne par inhalation des produits d'activation et des retombées.

La majorité des participants (79 %) ont reçu une dose inférieure à 1 mSv et moins de 4 % ont reçu une dose supérieure à 20 mSv. La plus forte dose (133 mSv) a été reçue par les pilotes réalisant les mesures dans le nuage radioactif juste après l'explosion (Crouch et coll., 2009).

Estimation des doses du personnel américain dans les essais nucléaires américains

Une cohorte de 114 270 militaires ayant participé aux essais nucléaires américains entre 1945 et 1962 a fait l'objet d'une étude de mortalité. Pour cela, la reconstruction des doses absorbées à la moelle osseuse et au sein reçues par un sous-groupe de 1 982 individus a été publiée (Till et coll., 2014 ; Beck et coll., 2017). L'estimation des doses pour l'étude épidémiologique vient compléter les estimations du programme américain de compensation pour corriger les surévaluations éventuelles. La reconstruction de doses est basée sur les mesures réalisées au moment des tests et sur les données des films dosimétriques enregistrées pour 25 % de la cohorte. Pour les 75 % restant, les doses ont été obtenues par la reconstitution d'un scénario d'exposition sur la base des documents militaires, notamment ceux définissant les postes de travail des personnels et par contact direct avec les vétérans ou leurs conjoints.

La principale voie d'exposition pour les deux organes considérés est l'exposition externe (Beck et coll., 2017). Si la dose à l'un des deux organes pour un individu est inférieure à 5 mGy dans le calcul du programme de compensation et tandis que la reconstruction semble être basée sur un scénario bien établi, alors la dose du programme est convertie pour les organes d'intérêt. Si la dose du programme est supérieure à 5 mGy, la dose est alors ajustée. Des corrections sont apportées, par exemple :

- dans les cas où les cohortes n'étaient pas bien constituées (large variabilité dans les doses entre les travailleurs d'une même cohorte) ;
- si les doses enregistrées se trouvaient être sous le seuil alors qu'il y avait un potentiel d'exposition important ;
- une reclassification des personnels dans différentes parties des bateaux a été réalisée ;
- les estimations des doses provenant des retombées ont été corrigées.

Chaque source d'incertitude est caractérisée qualitativement en catégorie (faible, moyenne, forte) : incertitudes sur le scénario (lieu d'affectation, responsabilités, activités), la variabilité de la dose pour un individu spécifique (*versus* la dose moyenne du groupe) et sur la probabilité de participer à des activités à plus fort potentiel de contamination.

La dose absorbée moyenne à la moelle osseuse s'élève à 5,9 mGy (tableau 3.VIII) et les doses au sein sont approximativement 20 % supérieures (Beck et coll., 2017).

Conclusion

Les doses reçues par la population polynésienne ont été estimées par les autorités françaises et dans une étude menée par l'Inserm. Il faut noter que les doses à la thyroïde estimées dans ces deux évaluations sont du même ordre de grandeur et restent inférieures à 100 mSv, les doses estimées suite aux essais américains dans les îles Marshall étant jusqu'à 100 fois supérieures.

Les doses reçues par le personnel civil et militaire sont issues d'expositions externes et internes, les premières étant déterminées principalement par les dosimètres individuels et les secondes étant estimées par anthroporadiométrie ou par analyses d'échantillons biologiques. Les doses d'exposition externe les plus élevées (supérieures à 50 mSv) ont été enregistrées pour le personnel de l'aviation et elles sont comparables avec les doses publiées dans le contexte des essais britanniques en Australie. Les doses efficaces de contamination interne varient entre quelques dizaines de μ Sv et 30 mSv.

Il est important de souligner que la qualité de la reconstruction dosimétrique rétrospective dépend des données disponibles, des méthodes et modèles utilisés. Les mesures, les hypothèses et les modèles génèrent des incertitudes qu'il est important de prendre en compte dans les études épidémiologiques quantitatives visant à caractériser les effets des rayonnements ionisants. Dans ce cas, il convient d'évaluer si les différentes sources d'incertitudes sont communes à un groupe d'individus et peuvent générer un biais dans l'estimation des coefficients de risque, ou si elles affectent les individus indépendamment les uns des autres ; ces erreurs aléatoires pouvant alors réduire la puissance statistique, augmenter l'incertitude et générer une sous-estimation du risque (Gilbert, 2009). Des stratégies de reconstruction de doses qui incluent l'analyse et la quantification des différents types de sources d'erreurs contribuent à produire des évaluations plus précises ; parmi elles figure la méthode Monte-Carlo à deux dimensions (2DMC) (Simon et coll., 2015).

Tableau 3.VIII : Dose à la moelle osseuse estimée par site – Essais nucléaires américains (d'après Beck et coll., 2017)

Séries d'essais nucléaires	Année	Moyenne des doses individuelles (mGy)	Médiane des doses individuelles (mGy)	Écart des doses individuelles (mGy)	Moyenne CV* (écart)	Individus (N)	Pourcentage des 1 982 doses calculées
Crossroads (PPG)	1946	2,4	2,3	0-20	0,46 (0,23-2,1)	669	33,8
Greenhouse (PPG)	1951	8,0	4,8	0-28	0,50 (0,29-1,0)	123	6,2
Upshot-knothole (NTS)	1953	8,5	5,1	0-35	0,49 (0,23-3,4)	303	15,3
Castle (PPG)	1954	9,2	8,0	0-56	0,50 (0,24-1,0)	261	13,2
Redwing (PPG)	1956	8,4	5,6	0-46	0,35 (0,20-0,86)	164	8,3
Plumbbob (NTS)	1957	2,5	1,5	0-28	0,37 (0,19-2,1)	198	10,0
Hardtack I (PPG)	1958	3,8	3,0	0-44	0,35 (0,22-1,15)	141	7,1
Participants à plusieurs séries**	1946-1962	13,8	9,2	0-108	0,40 (0,19-0,78)	119	6,0
Trinity (NM)	1945	3,7	~ 0,9	0-13	0,46 (0,4-0,65)	4	0,2
Toutes doses calculées	1946-1962	5,9	2,8	0-108	0,44 (0,19-3,4)	1 982	100

* Moyenne du coefficient de variation (moyenne de l'incertitude) ; ** Vétérans ayant reçu plus de 1 % de leur exposition par leur participation à plus d'une série de tests.

Abréviations : NM : Alamogordo (Nouveau-Mexique) ; NTS : *The Nevada Test Site* ; PPG : *The Pacific Proving Grounds*.

RÉFÉRENCES

- Beck HL, Bouville A, Moroz BE, *et al.* Fallout deposition in the Marshall Islands from Bikini and Enewetak nuclear weapons tests. *Health Phys* 2010 ; 99 : 124-42.
- Beck HL, Till JE, Grogan HA, *et al.* Red bone marrow and male breast doses for a cohort of atomic veterans. *Radiat Res* 2017 ; 187 : 221-8.
- Bellamy MB, Dewji SA, Leggett RW, *et al.* External exposure to radionuclides in air, water, and soil. External dose rate coefficients for general application. Federal Guidance Report No. 15. EPA 402-R-19-002. Washington DC : US Environmental Protection Agency, 2019.
- Bouville A, Beck HL, Simon SL. Doses from external irradiation to Marshall Islanders from Bikini and Enewetak nuclear weapons tests. *Health Phys* 2010 ; 99 : 143-56.
- CEA (Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives). Bilan des doses délivrées aux populations polynésiennes pendant la période des essais nucléaires atmosphériques. Calcul des doses. Rapport CEA, 2014.
- Crouch P, Robotham FR, Williams G, *et al.* Assessment of radiation doses to Australian participants in British nuclear tests. *Radiat Prot Dosimetry* 2009 ; 136 : 158-67.
- de Vathaire F, Drozdovitch V, Brindel P, *et al.* Thyroid cancer following nuclear tests in French Polynesia. *Br J Cancer* 2010 ; 103 : 1115-21.
- Drozdovitch V, Bouville A, Doyon F, *et al.* Reconstruction of individual radiation doses for a case-control study of thyroid cancer in French Polynesia. *Health Phys* 2008 ; 94 : 418-33.
- Drozdovitch V, de Vathaire F, Bouville A. Ground deposition of radionuclides in French Polynesia resulting from atmospheric nuclear weapons tests at Mururoa and Fangataufa atolls. *J Environ Radioact* 2020 ; 214-215 : 106176.
- Drozdovitch V, Bouville A, Taquet M, *et al.* Thyroid doses to french polynesians resulting from atmospheric nuclear weapons tests: estimates based on radiation measurements and population lifestyle data. *Health Phys* 2020, sous presse.
- DSND. Les essais nucléaires français dans le Pacifique (vol. 1) – Mission du Délégué à la sûreté nucléaire et à la radioprotection pour les activités et installations intéressant la Défense (DSND). 2006a : 36 p.
- DSND. Les essais nucléaires français dans le Pacifique (vol. 2) – Mission du Délégué à la sûreté nucléaire et à la radioprotection pour les activités et installations intéressant la Défense (DSND). 2006b : 20 p.
- DSND, CEA. Calculs d'impacts dosimétriques des retombées des essais : Aldebaran (2 juillet 1966), Encelade (12 juin 1971), Centaure (17 juillet 1974). 2006a.
- DSND, CEA. Calculs d'impacts dosimétriques des retombées des essais : Rigel (24 septembre 1966), Arcturus (2 juillet 1967), Phoebe (8 août 1971). 2006b.
- Gilbert ES. The impact of dosimetry uncertainties on dose-response analyses. *Health Phys* 2009 ; 97 : 487-92.

Harris PS, Simon SL, Ibrahim SA. Urinary excretion of radionuclides from Marshallese exposed to fallout from the 1954 Bravo nuclear test. *Health Phys* 2010 ; 99 : 217-32.

Hicks HG. *Results of calculations of external radiation exposure rates from fallout and the related radionuclides composition*. No. LLNL Report UCRL-53152, Parts 3-4, 6-8. Livermore CA: Lawrence Livermore National Laboratory, 1981.

IAEA (International Atomic Energy Agency), CEA (Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives). *Rapport sur l'examen par des experts internationaux de l'exposition du public aux radiations en Polynésie française suite aux essais atmosphériques nucléaires français*. Septembre 2009 – Juillet 2010. IAEA, 2010.

Ibrahim SA, Simon SL, Bouville A, *et al.* Alimentary tract absorption (f1 values) for radionuclides in local and regional fallout from nuclear tests. *Health Phys* 2010 ; 99 : 233-51.

ICRP (International Commission on Radiological Protection). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 103. *Annals of the ICRP* 2007 ; 37 : 1-332.

Ministère de la Défense. *La dimension radiologique des essais nucléaires français en Polynésie*. À l'épreuve des faits. Ministère de la Défense, 2006.

Moroz BE, Beck HL, Bouville A, *et al.* Predictions of dispersion and deposition of fallout from nuclear testing using the NOAA-HYSPLIT meteorological model. *Health Phys* 2010 ; 99 : 252-69.

Muirhead CR, Bingham D, Haylock RG, *et al.* Follow up of mortality and incidence of cancer 1952-98 in men from the UK who participated in the UK's atmospheric nuclear weapon tests and experimental programmes. *Occup Environ Med* 2003a ; 60 : 165-72.

Muirhead CR, Bingham D, Haylock RG, *et al.* *Mortality and cancer incidence 1952-1998 in UK participants in the UK atmospheric Nuclear Weapons tests and experimental programme*. NRPB, 2003b.

Simon SL, Bouville A, Land CE, *et al.* Radiation doses and cancer risks in the Marshall Islands associated with exposure to radioactive fallout from Bikini and Enewetak nuclear weapons tests: summary. *Health Phys* 2010a ; 99 : 105-23.

Simon SL, Bouville A, Melo D, *et al.* Acute and chronic intakes of fallout radionuclides by Marshallese from nuclear weapons testing at Bikini and Enewetak and related internal radiation doses. *Health Phys* 2010b ; 99 : 157-200.

Simon SL, Hoffman F, Hofer E. The two-dimensional Monte Carlo: a new methodologic paradigm for dose reconstruction for epidemiological studies. *Radiat Res* 2015 ; 183 : 27-41.

Till JE, Beck HL, Aanenson JW, *et al.* Military participants at U.S. Atmospheric nuclear weapons testing-methodology for estimating dose and uncertainty. *Radiat Res* 2014 ; 181 : 471-84.