

RAPPORT D'EXPERTISE

ESTIMATION DE L'IMPACT SUR LA POPULATION D'EFFLUENTS CONTENANT DES RADIONUCLEIDES PROVENANT DES SERVICES DE MEDECINE NUCLEAIRE ET DES LABORATOIRES DE RECHERCHE

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Pôle Santé Environnement

Rapport IRSN N° 2021-00848

TABLE DES MATIÈRES

1. RESUME	4
2. INTRODUCTION.....	5
2.1. Périmètre de la saisine de l'ASN.....	5
2.2. Transfert à l'environnement des radionucléides déversés dans les systèmes d'assainissement	5
3. ETUDES CONDUITES EN FRANCE	6
3.1. CRIIRAD	6
3.2. ACRO	6
3.3. IRSN.....	7
3.3.1. Surveillance de la radioactivité dans les eaux usées	7
3.3.2. Surveillance de la radioactivité dans les cours d'eaux	7
3.3.3. Présence de radioactivité dans les résidus de traitement des boues d'épuration	8
3.3.4. Exposition aux radionucléides dans les eaux traitées et les résidus d'incinération.....	8
3.3.5. Doses susceptibles d'être reçues par la population suite aux rejets de l'usine Seine Amont	9
4. ETUDES CONDUITES A L'ETRANGER	12
4.1. Royaume-Uni	12
4.1.1. Doses susceptibles d'être reçues dans la région d'Est-Anglie	12
4.1.2. Sewer Model for the Assessment of Radionuclide Transport (SMART)	13
4.1.3. UK Environment Agency initial radiological assessment methodology	15
4.2. Irlande	17
4.3. Pays scandinaves.....	17
4.3.1. Suède	17
4.3.2. Finlande, Norvège, Danemark et Islande	18
4.4. Allemagne.....	19
4.5. Etats-Unis	19
4.5.1. Etat de Washington	19
4.5.2. Université du Michigan.....	19
4.5.3. Sous-comité des boues de traitement des eaux usées de l'US ISCORS.....	20
4.5.4. Etat de New York	22
4.6. Australie	22

5. CONCLUSION.....	22
6. GLOSSAIRE	24
7. RÉFÉRENCES.....	25

1. RESUME

En conséquence des déversements autorisés des services de médecine nucléaire et des laboratoires de recherche, la surveillance de la radioactivité a montré en France la présence de radionucléides utilisés en médecine dans des systèmes d'assainissement et dans des cours d'eau en aval de ces systèmes. Des éléments de compréhension de l'impact radiologique potentiel sur la population de la présence de ces radionucléides dans l'environnement sont apportés ici par une étude bibliographique des études déjà menées sur la question.

Deux études d'impact françaises ne considèrent que les radionucléides à vie courte d'origine médicale. Elles prennent avantage de la connaissance des données météorologiques locales, des débits des fleuves dans lesquels sont rejetées les eaux épurées et des activités agricoles voisines. Les quantités rejetées dans l'environnement sont estimées spécifiquement à partir de résultats de mesure locale ou des activités administrées à l'hôpital en amont. Elles sont cependant majorées en négligeant la décroissance radioactive dans le système d'assainissement et la répartition des radionucléides entre eaux et boues. Les doses ainsi évaluées sont inférieures à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les riverains des stations de traitement des eaux usées.

Une étude conduite en Est-Anglie et la méthode britannique SMART, appliquée à Leeds et à Londres, considèrent l'ensemble des radionucléides du nucléaire de proximité, dont plusieurs radionucléides à période longue. Des valeurs de paramètres réalistes sont appliquées, comme dans les études françaises. De plus, la répartition des radionucléides entre les eaux, boues, gaz et cendres est ajustée suivant leurs propriétés chimiques. Néanmoins, les calculs sont effectués aux limites de rejet autorisées et conduisent donc à des évaluations de dose majorantes jusqu'à 250 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Les doses estimées à partir de déversements réels seraient jusqu'à 10 fois plus faibles.

La méthode scandinave LUCIA ne considère que les radionucléides d'origine médicale. Elle utilise un modèle dynamique réaliste basé sur les systèmes d'assainissement régionaux et appliqué à des niveaux de déversement réels (cependant les plus élevés). L'absence de prise en compte de la dilution des effluents dans le milieu récepteur constitue néanmoins une hypothèse très majorante (surestimation possible d'un facteur 100) qui conduit à évaluer des doses jusqu'à 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Les approches appliquées aux stations d'épuration des eaux usées de l'état de Washington et à l'incinérateur de l'université du Michigan se basent sur le résultat de mesures locales d'activité et le choix de valeurs de paramètres raisonnablement réalistes. Lorsqu'elles sont appliquées uniquement aux radionucléides d'origine médicale, elles évaluent des doses très faibles, inférieures à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Des doses significativement plus élevées, jusqu'à 120 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, sont obtenues en considérant l'ensemble des radionucléides détectés dans les boues d'épuration (naturels, artificiels, vies courtes et longues).

A Sydney, une évaluation de l'impact du seul I-131 à partir de mesures d'activité des effluents liquides et des boues des stations de traitement, ainsi que des algues en aval du rejet, avec un modèle adapté à la situation locale, indique des doses faibles inférieures à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

La méthode générique d'évaluation d'impact de l'UK-EA s'applique à tous les radionucléides et se présente sous la forme de coefficients de dose par activité rejetée, basés sur des valeurs centrales des paramètres de dispersion et d'exposition. Ces coefficients sont à multiplier par l'activité des rejets réels et fournissent donc une estimation moyenne et non majorante, compte-tenu de la variabilité des situations particulières. L'application de cette méthode générique conduit au Royaume-Uni jusqu'à des doses de 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, même si les valeurs estimées dans la plupart des cas sont beaucoup plus faibles. L'application en Irlande d'une méthode similaire uniquement à l'I-131 déversé par les hôpitaux donne des valeurs très faibles inférieures à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Une seconde méthode générique d'évaluation d'impact est fournie par l'US-ISCORS. Elle s'applique à tous les radionucléides détectés dans les boues et les cendres des stations de traitement, qu'ils soient d'origine artificielle ou naturelle et quelle que soit leur période radioactive. Les modèles retenus sont aussi représentatifs d'expositions typiques non majorantes et sont appliqués aux activités réellement mesurées en station. Les doses relativement élevées qui en découlent (jusqu'à 160 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ au 95^{ème} percentile des activités mesurées, sans prise

en compte des effluents liquides) s'expliquent principalement par la contribution des radionucléides naturels à période longue.

Au vu du résultat de ces études, l'impact radiologique estimé sur la population des déversements radioactifs des services de médecine nucléaire et des laboratoires de recherche dans les systèmes d'assainissement apparaît donc faible.

2. INTRODUCTION

2.1. Périmètre de la saisine de l'ASN

Dans son rapport final de 2019, le groupe de travail chargé par l'ASN d'examiner la mise en œuvre de la réglementation relative au déversement, dans les réseaux d'assainissement, d'effluents contenant des radionucléides provenant des services de médecine nucléaire et des laboratoires de recherche (GTDE) a recommandé un travail complémentaire pour examiner l'impact de ce déversement sur la population via l'environnement (épandage de boues, réutilisation des eaux usées, rejets dans le milieu naturel...) [GTDE 2019]. En conséquence, l'ASN a demandé à l'IRSN, par saisine du 29 octobre 2020 [ASN 2020] d'établir un rapport comprenant une étude bibliographique des études déjà menées sur cette question, l'identification des différents scénarios d'expositions, les hypothèses retenues prenant en compte différentes configurations de réseaux et de rejets, les estimations de l'impact sur la population calculées à partir des scénarios et hypothèses retenus et les limites de ces estimations. Le présent rapport répond à la première partie de la demande de l'ASN en proposant une étude bibliographique des études déjà menées sur cette question.

La matière du rapport a été fournie par la documentation déjà en possession de l'IRSN, les références citées par cette documentation et la consultation des sites internet de l'ACRO, de l'ASN et de la CRIIRAD. L'utilisation des moteurs de recherche Google et Scopus (Elsevier) a permis de compléter de 5 références, à partir de combinaisons des mots clés suivants : radionucléide, radiopharmaceutique, médical, laboratoire, rejet, déversement, effluent, hôpital, médecine nucléaire, égout, réseau d'assainissement, station d'épuration, station de traitement, boue d'épuration, environnement, impact, dose, population ; radionuclide, radiopharmaceutical, medical, laboratory, hospital, nuclear medicine, release, discharge, environment, sewer, sewage, sludge, dose, assessment, public exposure.

Les études analysées sont présentées ci-dessous par localisation géographique en France puis à l'étranger. Une partie des études rend compte de résultats de surveillance de la radioactivité dans l'environnement issue de déversements dans les systèmes d'assainissement par les services de médecine nucléaires ou par d'autres acteurs du nucléaire de proximité. Plusieurs études fournissent de plus des évaluations d'impact dosimétrique de cette radioactivité sur la population. Le contenu des études permet d'établir des ordres de grandeur des activités dispersées dans différents compartiments de l'environnement, les principaux radionucléides impliqués et des doses susceptibles d'être reçues par la population suivant différentes voies d'exposition. Enfin, les modèles développés au cours des études pourront être mis à profit pour évaluer de façon systématique l'impact des déversements sur la population française, comme cela est déjà fait pour les travailleurs, des systèmes d'assainissement.

2.2. Transfert à l'environnement des radionucléides déversés dans les systèmes d'assainissement

Les eaux traitées sont généralement rejetées en rivière ou en mer, rarement réutilisées directement pour l'irrigation ou le lavage de voiries et de véhicules. Aujourd'hui, moins de 1% du volume d'eau traitée en France est réutilisé, majoritairement pour l'arrosage des golfs (26%) et l'irrigation agricole (60%) [Cerema 2020]. Les boues et autres déchets d'assainissement (sédiments, sables, graisses, cendres et résidus d'épuration des fumées d'incinération des boues – (REFIB) sont envoyés en installation de stockage des déchets ou valorisés dans l'une des filières : agronomique (épandage, compostage, paillage), énergétique (incinération, co-incinération en

cimenterie, en centrale thermique ou avec les ordures ménagères, oxydation par voie humide, pyrolyse, gazéification) ou industrielle (remblaiement, fabrication de ciment, béton, briques ou céramiques).

La filière traditionnelle de recyclage des boues est celle de l'épandage agricole. La filière française se distingue au niveau européen en matière de valorisation des boues par l'importance de la filière épandage et compostage. En 2019, 37% des boues de station de traitement produites ont été épandues, 43% ont été valorisées en compostage, 17% en incinération, 0,7% en valorisation industrielle, 2,7% ont été envoyées sur une autre station de traitement, 0,6% ont été éliminées en installation de stockage des déchets non dangereux (ISDND) [MTE 2021b].

L'exposition possible de la population aux radionucléides déversés dans les systèmes d'assainissement résulte de leur transfert à l'environnement suite au rejet des eaux traitées dans le milieu récepteur, à la valorisation des boues issues du traitement ou à leur transfert en installation de stockage des déchets. Les radionucléides présents dans l'environnement contribuent à l'irradiation externe par le rayonnement qu'ils émettent, peuvent être inhalés s'ils sont mis en suspension dans l'air et ingérés avec l'eau de boisson, les aliments ou suite au contact main-bouche.

3. ETUDES CONDUITES EN FRANCE

3.1. CRIIRAD

Les études radioécologiques conduites par la Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité (CRIIRAD) ont mis en évidence une contamination du milieu aquatique par des radionucléides utilisés en médecine, notamment l'iode 131, dans les bassins versants en aval des stations d'épuration des eaux usées d'agglomérations qui disposent de services de médecine nucléaire [CRIIRAD 2008]. La CRIIRAD a ainsi montré au début des années 1990 une contamination chronique par de l'iode 131 de végétaux aquatiques échantillonnés dans la Garonne en aval de l'usine d'épuration des eaux usées Toulouse-Ginestous. Dans le bassin Seine Normandie, une contamination quasi-systématique par l'iode 131 en aval des exutoires des stations de traitement des eaux usées des agglomérations a été constatée en 1998 dans les sédiments des cours d'eau récepteurs (2-53 Bq/kg sec) et dans les plantes aquatiques (50-1477 Bq/kg sec). En 1998 puis en 2000, une contamination de 346 Bq/kg sec puis de 1125 Bq/kg sec a été mesurée dans des plantes aquatiques en aval de la station de traitement des eaux usées de la ville de Reims. En 2000, d'autres campagnes de mesure ont confirmé une contamination chronique en iode 131 (11-85 Bq/kg sec) de plantes aquatiques dans le Rhône sur 65 km en aval de Lyon.

La CRIIRAD a de plus mesuré entre 1994 et 2000 des activités en iode 131 et technétium 99m dans le réseau d'assainissement public en amont des stations de traitement des eaux usées de l'agglomération toulousaine et de 4 villes du bassin Seine-Normandie, dues aux rejets de laboratoires et d'établissements de soin.

3.2. ACRO

L'association pour le contrôle de la radioactivité dans l'Ouest (ACRO) a réalisé en 1999 un suivi analytique de 5 mois des radionucléides émetteurs gamma d'origine médicale entre la station de traitement des eaux usées du District du Grand Caen et son environnement. A l'entrée de la station, six radionucléides ont été identifiés : Ga-67, I-123, Tl-201, In-111, Tc-99m et I-131 ; les deux derniers contribuaient à la majeure partie de la radioactivité des eaux usées brutes. Des activités de 1-4 Bq/L de Tc-99m, 0,5-1,8 Bq/L d'I-131, 0,4-1 Bq/L d'In-111 (seulement dans 2 échantillons sur 10 pour l'In-111) ont été mesurées dans des prélèvements d'eaux traitées avant rejet dans le milieu naturel. Le bilan d'épuration entre l'entrée et la sortie de la station montrait une réduction notable du flux radioactif contenu dans les eaux usées. Dans les boues d'épuration ont été mesurées des activités moyennes de 13 Bq de Ga-67, 4,7 Bq d'In-111, 86 Bq d'I-131 et 47 Bq de Tl-201 par kg de matière sèche. Ces boues étaient incinérées dans la station, l'essentiel de l'activité des Ga-67, In-111 et Tl-201 se retrouvant dans les cendres qui étaient dirigées vers une lagune puis placées en décharge autorisée. En revanche, l'I-131 était volatilisé par l'incinération et se retrouvait majoritairement dans les eaux de lavage des fumées (qui retournaient

en tête de station) pendant qu'il n'était pas exclu qu'une faible partie de l'iode s'échappât par la cheminée avec la vapeur d'eau. Dans le milieu aquatique recevant les eaux traitées, les sédiments fins de l'Orne étaient marqués par 6,2 à 15 Bq d'I-131 par kg sec, confirmant le résultat de précédentes mesures des sédiments de l'Orne en 1997 et 1998 (5-8 Bq/kg sec d'I-131). En 1998, des mesures de végétaux aquatiques prélevés dans un canal de navigation en aval avaient de plus montré des activités d'I-131 de 45 à 2629 Bq/kg sec, résultant de rejets récents de la station de traitement [ACRO 2000].

Dans le cadre de l'Observatoire citoyen de la radioactivité dans l'environnement animé par l'ACRO, les principales rivières normandes font l'objet d'une surveillance régulière par des prélèvements biannuels de mousses aquatiques et de sédiments. A des points de prélèvement situés hors influence d'installations nucléaires, en aval de petites et moyennes agglomérations sur l'Orne, la Sarthe, la Sienne, la Sélune et la Vire, des activités en iode 131 allant jusqu'à 58 Bq/kg sec ont été mesurées dans les mousses aquatiques entre 2005 et 2007 [ACRO 2009].

3.3. IRSN

Depuis plusieurs années, l'IRSN est sollicité à des fins d'estimation d'activité et/ou d'évaluation d'exposition de personnes pour des situations dans lesquelles les rayonnements ionisants proviennent de radionucléides déversés dans les systèmes d'assainissement. Dans les évaluations déjà réalisées, l'IRSN observe que les expositions aux rayonnements ionisants des travailleurs du système d'assainissement et des membres du public sont faibles.

3.3.1. Surveillance de la radioactivité dans les eaux usées

A la suite d'une détection, par le réseau Hydrotéléray, d'iode 131 rejeté par un patient dans la Meuse, l'Office de protection contre les rayonnements ionisants (OPRI) puis l'IRSN ont réalisé, à partir de 2000, des mesures radiologiques dans les eaux usées collectées par sept stations de traitement des eaux usées de grandes villes françaises à l'aide du dispositif Télhydro. Des sondes de spectrométrie gamma ont été disposées dans les bassins de collecte des eaux usées et ont permis de mesurer la radioactivité d'origine artificielle de ces eaux pendant près de dix années, en particulier l'iode 131 et le technétium 99m. Cette radioactivité provient des installations de recherche, industrielles et surtout hospitalières, installées en amont des systèmes d'assainissement. Les mesures réalisées en continu par chaque station étaient récupérées et exploitées à distance par l'IRSN. L'information acquise à partir de ce dispositif a permis de mieux comprendre les phénomènes de rejet de radioactivité artificielle dans les eaux usées, notamment en termes de radionucléides déversés et de variation de leur concentration dans le temps. Les dispositifs de mesure permanente ont été arrêtés début 2010 [IRSN, 2010]. Par la suite, l'IRSN a développé une nouvelle génération de balises Télhydro afin d'assurer la poursuite de ce type de mesure dans le cadre d'études ponctuelles pour le compte d'agglomérations en exprimant le souhait [IRSN, 2010].

3.3.2. Surveillance de la radioactivité dans les cours d'eau

En aval des stations de traitement, les concentrations des radionucléides rejetés dans les cours d'eau sont le plus souvent inférieures aux limites de détection des moyens de mesure. En revanche, l'iode 131 est parfois mesuré dans les sédiments et dans les végétaux aquatiques, à des concentrations comprises entre quelques Bq et quelques centaines de Bq par kg de produit frais.

Dans la vallée du Rhône, l'impact des rejets de la médecine nucléaire se traduit par la présence irrégulière d'iode 131 dans les végétaux aquatiques prélevés à l'aval des grandes agglomérations [IRSN 2013b]. Les centres hospitaliers présents dans les villes de la région Nord-Est qui pratiquent le radiodiagnostic et la radiothérapie, conduisent aussi au marquage de l'environnement par l'iode 131, en raison de sa demi-vie de 8 jours (relativement longue). Ce radionucléide est détecté en aval des stations de traitement recevant les rejets liquides de ces centres. Les activités les plus élevées sont en général mesurées lorsque les eaux assainies des stations de traitements sont rejetées dans les petits cours d'eau où la dilution est moins importante que dans les grands fleuves. C'est ce qui est observé à l'aval des agglomérations de Dijon, Nancy et Épinal [IRSN 2020a]. Le même constat de la présence d'iode 131 lié au secteur médical dans les cours d'eau en aval des centres de médecine

nucléaire a été fait dans la région Sud-Ouest, en Normandie et dans les Hauts-de-France [IRSN 2020b] [IRSN 2021].

En termes quantitatifs sur la période 2000-2021, la base de données de la surveillance réalisée par l'IRSN recense 50 résultats de mesures significatifs (soit 3,1% des mesures rapportées) de l'I-131 dans les boues et sédiments des fleuves et rivières, pour une activité médiane de 17 Bq/kg sec d'échantillon (percentiles 10% – 90% = 9 – 36 Bq/kg sec). Dans les végétaux et mousses aquatiques, 18 résultats de mesure significatifs ont été obtenus (soit 18% des échantillons mesurés) dont la médiane est de 5,7 Bq/kg sec (percentiles 10% – 90% = 4,1 – 12 Bq/kg sec). Pour ce qui est des prélèvements d'eau, tous les résultats de mesure usuels sont non significatifs, inférieurs à un seuil de décision de l'ordre de 0,3 Bq/L.

3.3.3. Présence de radioactivité dans les résidus de traitement des boues d'épuration

L'IRSN a été informé plusieurs fois entre 2005 et 2018 du déclenchement de portiques d'installations de stockage de déchets (ISD) ou d'installations de valorisation des boues par la radioactivité des boues d'épuration ou de leurs résidus d'incinération. Des mesures réalisées dans différentes usines de traitement ont mises en évidence la présence de Cr-51, Ga-67, Tc-99m, In-111, I-123, I-125, I-131 et Tl-201 et une activité de l'iode 131 pouvant atteindre quelques dizaines de Bq/kg dans les cendres à quelques dizaines de kBq/kg dans les REFIB.

3.3.4. Exposition aux radionucléides dans les eaux traitées et les résidus d'incinération

3.3.4.1. Etudes d'impact sur la population

À la suite de ces événements de détection de radioactivité dans les eaux usées et dans leurs résidus de traitement, l'IRSN a été amené à analyser les activités de radionucléides présents dans plusieurs systèmes d'assainissement français, ainsi que leurs conséquences en termes d'exposition radiologique potentielle des travailleurs et des populations. Une évaluation de l'impact sur la population peut se baser sur des résultats de mesure lorsqu'ils sont significatifs : débit de dose à l'extérieur des installations, radioactivité des eaux traitées, des boues et de leurs résidus d'incinération. Un calcul enveloppe peut être réalisé en assimilant les activités entrant dans la STEU aux activités administrées dans les services de médecine nucléaires ou déversées par les laboratoires de recherche desservis par la STEU, en ignorant la décroissance radioactive depuis le déversement.

Les personnes représentatives de la population sont les riverains des STEU exposés notamment aux effluents liquides rejetés en rivière ou en mer et contenant les radionucléides non retenus dans les boues, ainsi qu'aux effluents gazeux en cas d'incinération des boues. Les classes d'âge considérées sont le nourrisson, l'enfant de 1 an, l'enfant de 5 ans, l'enfant de 10 ans, l'adolescent de 15 ans et l'adulte, en supposant, de façon pessimiste, la présence permanente des individus sur leur lieu d'habitation et en considérant un régime alimentaire français moyen. Les doses estimées par l'IRSN pour ces personnes représentatives du fait de l'exposition aux effluents liquides et atmosphériques restent inférieures à 1 µSv/an.

3.3.4.2. Rejets liquides

Pour apprécier une borne supérieure des conséquences des rejets d'effluents liquides, un calcul enveloppe considère que toute l'activité à l'entrée de la STEU repart sans traitement à la rivière. Les calculs d'exposition des riverains résultant du rejet des effluents liquides sont réalisés par l'IRSN avec son code de calcul SQUAREJ, en estimant les débits des cours d'eau (moyen et étiage) suivant les données HYDRO du ministère de la transition écologique [MTE 2021]. La largeur des rivières et leur concentration en matières en suspension (MES ; usuellement fixé à 0,03 g.L⁻¹) sont deux autres paramètres influents. La distance entre le point de rejet et celui du prélèvement d'eau a peu d'influence sur les résultats et est usuellement supposée de 100 m. Les voies d'atteinte considérées sont l'exposition externe par présence sur les berges et par baignade et l'exposition interne par ingestion d'eau de boisson, de poissons pêchés dans la rivière et de végétaux terrestres irrigués avec l'eau de celle-ci, ainsi que par ingestion involontaire de sol des berges et d'eau de la rivière. Si des fermes d'élevage sont présentes dans les environs de la STEU, l'exposition interne par consommation de denrées issus d'animaux ayant ingéré des végétaux contaminés peut aussi être considérée.

3.3.4.3. Rejets atmosphériques

Les calculs d'exposition des riverains résultant du rejet d'effluents gazeux peuvent être réalisés à partir d'une mesure à la cheminée, avec le code de calcul FOCON96 1.0 de l'IRSN. La rose des vents permettant d'estimer la dispersion annuelle des rejets dans l'environnement se base sur celle de la station météorologique la plus proche. Pour un calcul enveloppe, le rejet est supposé avoir lieu au sol. Les voies d'atteinte considérées sont l'exposition (externe et interne) au panache, l'exposition externe aux dépôts et l'exposition interne par ingestion de sol par inadvertance et par consommation de végétaux contaminés par les dépôts (jardin potager). La localisation des personnes représentatives pour lesquelles sont effectués les calculs de dose est établie à partir de l'analyse des résultats du calcul de dispersion atmosphérique et de la distribution de l'habitat autour de la STEU.

3.3.5. Doses susceptibles d'être reçues par la population suite aux rejets de l'usine Seine Amont

Ce chapitre détaille un exemple d'étude d'impact conduite par l'IRSN. A la suite de refus de REFIB en entrée d'installation de stockage de déchets dangereux (ISDD) du fait de la présence d'iode 131, la société SEQUARIS, exploitant l'usine d'épuration Seine Amont des eaux usées sise à Valenton (94), à la demande du SIAAP, a sollicité de l'IRSN en 2013 une évaluation de l'exposition de ses personnels aux eaux usées contaminées de l'usine, et en 2014 une évaluation de l'exposition des riverains aux rejets de radionucléides par l'usine [IRSN 2014] [Caplin 2015]. L'usine d'épuration Seine Amont de Valenton assure le traitement des eaux usées d'un bassin comprenant la totalité du département du Val de Marne, l'aval de la vallée de l'Yerres, la vallée de l'Orge, la vallée de la Bièvre et des zones limitrophes des départements de la Seine-et-Marne et de la Seine-Saint-Denis. Sa capacité nominale de traitement des effluents est de 600 000 m³.j⁻¹ par temps sec et jusqu'à 1 500 000 m³.j⁻¹ par temps de pluie. L'eau épurée des MES et de la matière organique est rejetée dans la Seine. Les boues séchées sont valorisées selon quatre voies : épandage, compostage, cimenterie ou incinération dans un four à pyrolyse suivant leur valeur agronomique et les besoins énergétiques de l'usine. L'incinération produit des cendres et des REFIB envoyés en ISDD après décroissance sur site (pour une durée de 15 jours ou jusqu'à l'atteinte d'un débit de dose au contact des bennes inférieur à 0,07 µSv/h) ou stockage de 3 à 4 mois en lagunes.

3.3.5.1. Mesure de la radioactivité sortant de l'usine

Les prélèvements et mesures réalisés par l'IRSN ont montré des activités massiques en iode 131 de 156-370 Bq/kg dans les boues séchées, 164-2216 Bq/kg dans les REFIB, 0-48 Bq/kg dans les cendres et 0-7 Bq/L dans les eaux extraites lors de la centrifugation. Une unique mesure dans la cheminée d'un four a indiqué un rejet d'iode 131 mais ses résultats n'étaient pas exploitables du fait d'un problème de représentativité du prélèvement.

Pour l'étude d'impact des eaux épurées, en l'absence de caractérisation de l'activité rejetée dans les effluents liquides, l'IRSN a réalisé un calcul majorant en considérant que toute l'activité à l'entrée de l'usine (soit 27 GBq/an d'iode 131 et 180 GBq/an de technétium 99m) repartait à la Seine, de manière à apprécier la borne supérieure des conséquences des rejets d'effluents liquides. Pour les boues, du fait de la faible période radioactive du technétium 99m (6,02 h) au regard du temps de séjour considéré pour les boues dans l'usine (15 jours), l'IRSN n'a pas retenu ce radionucléide pour l'impact radiologique lors de la valorisation des boues. L'activité massique des boues en iode 131 retenue était de 370 Bq.kg⁻¹, valeur maximale des activités mesurées en 2013 sur les boues séchées. Pour chaque voie de valorisation, l'IRSN a retenu les hypothèses prudentes que la totalité des boues produites annuellement était valorisée selon une seule et même voie et celle de l'absence de décroissance radioactive pendant le trajet entre l'usine de Valenton et le lieu de valorisation des boues, ainsi que pendant la valorisation elle-même. Pour les rejets atmosphériques, à défaut d'autres résultats et de manière à cerner un ordre de grandeur des conséquences dosimétriques potentielles de la valorisation des boues, l'IRSN a retenu l'hypothèse prudente selon laquelle l'activité entrant dans l'usine se retrouvait intégralement dans les rejets atmosphériques (fours, sécheurs, événements...) en tenant compte toutefois de la décroissance radioactive pendant un délai moyen de 15 jours. Du fait de la faible période radioactive du technétium 99m au regard du temps de séjour considéré pour les boues dans l'usine, l'IRSN n'a pas retenu ce radionucléide pour l'impact radiologique lors de l'incinération des boues. L'activité rejetée annuellement dans les fumées, correspondant à

une production annuelle de boues, était donc supposée de 7,5 GBq. Pour les cendres et REFIB, l'IRSN a retenu l'hypothèse prudente selon laquelle leur activité correspondait à la valeur maximale mesurée de 2216 Bq.kg⁻¹.

3.3.5.2. Evaluation de l'impact sur les riverains de l'usine

Les riverains de l'usine sont exposés du fait des rejets dans la Seine d'eau épurée contenant les radionucléides non retenus dans les boues et du fait des rejets d'effluents atmosphériques produits par l'incinération des boues contenant des radionucléides.

Rejets atmosphériques

L'IRSN a retenu comme personnes représentatives exposées aux rejets atmosphériques au voisinage de l'usine un salarié de bureau ou de magasin, un ouvrier dans une carrière de sable, un jardinier en bord de Seine et un résident localisés entre 0,6 et 2,4 km de l'émissaire, ainsi qu'un consommateur de denrées alimentaires produites localement. Elles sont exposées par l'irradiation externe et l'inhalation du panache et des dépôts, l'ingestion de sol par inadvertance et l'ingestion d'aliments d'origine végétale. L'exposition interne par consommation de produits d'origine animale a été exclue compte tenu de l'absence de ferme d'élevage dans les environs urbains de l'usine de Valenton. Les conditions météorologiques retenues pour l'usine de Valenton suivaient celles relevées à la station météorologique d'Orly.

Rejets liquides

Pour les rejets liquides, les personnes représentatives étaient un pêcheur, un jardinier, un résident et un consommateur, exposés en externe par l'irradiation du dépôt sur les berges, de l'eau lors de la baignade et de l'eau d'irrigation, en interne par l'ingestion d'eau de rivière et de sédiments par inadvertance, l'inhalation de dépôts mis en suspension, l'ingestion d'eau de boisson prélevée dans la rivière et prudemment supposée non traitée, et l'ingestion d'aliments d'origine végétale. Les calculs ont été réalisés avec le code CONDOR de l'IRSN [IRSN 2013]. Les débits de la Seine : 218 m³/s en moyenne et 65 m³/s en étiage étaient tirés de la base de données HYDRO [MTE 2021]. La largeur de la Seine a été supposée de 125 m et sa concentration en MES de 0,03 g.L⁻¹. Les quantités de sédiments (0,5-5 g/an) et d'eau de rivière (0,05-0,1 L/an) ingérées par inadvertance étaient tirées du rapport du Groupe radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) [GRNC 1999b].

Résultats

Les doses reçues par les riverains du fait de l'ensemble des rejets s'échelonnent entre 0,05 et 0,6 µSv/an environ : 0,12-0,2 µSv/an (suivant l'âge) pour les résidents essentiellement du fait des rejets atmosphériques ; 0,13-0,38 µSv/an pour les consommateurs avec une contribution comparable des rejets atmosphériques et des rejets liquides (ces derniers contribuant environ 50% de plus que les premiers) ; 8,8 pSv/an à 0,14 µSv/an pour les travailleurs. Ces doses peuvent s'additionner pour les personnes qui cumulent plusieurs activités (ex. résident et consommateur et travailleur).

3.3.5.3. Evaluation de l'impact des filières de valorisation des boues

Au-delà des riverains de l'usine, d'autres populations peuvent être exposées du fait de la valorisation des boues : travailleurs impliqués dans la fabrication de ciments, le stockage de déchets, le compostage ou l'épandage agricole, riverains des installations concernées par ces filières et consommateurs de denrées produites au voisinage de ces installations. Dans les calculs, la masse volumique des boues était de 700 kg/m³, les débits de dose externes étaient estimés avec le code de calcul Microshield en géométrie antéro-postérieure, à 1 m des parois des équipements contenant les boues, sans considérer la protection qu'elles apportent. Pour estimer l'exposition interne des travailleurs étaient retenus des débits respiratoires de 1,2 à 1,69 m³/h, un type d'absorption rapide et un diamètre aérodynamique médian en activité (DAMA) de 5 µm pour l'iode, une épaisseur minimale de boue pouvant être mise en suspension de 1 cm avec un facteur de mise en suspension de 10⁻⁴ m⁻¹, une quantité de sol ingérée par inadvertance de 14,6 g/an. Pour les résidents et les consommateurs, les classes d'âge retenues étaient 3 mois, 1 an, 5 ans, 10 ans, 15 ans et adulte, avec les débits respiratoires, DAMA et types d'absorption recommandés par la CIPR [CIPR 1995]. Aucun facteur de protection lié à l'habitat n'a été

retenu. Le régime alimentaire et le taux d'autoconsommation étaient ceux d'un individu moyen de la population française en zone rurale.

Incinération en cimenterie

L'incinération en cimenterie (dans les environs du Havre, de Metz, de Grenoble et de Marseille) est susceptible d'exposer les personnes représentatives suivantes : chauffeur du camion de livraison, opérateur en cimenterie, résident riverain de la cimenterie, consommateur de denrées produites localement ; par irradiation externe des boues, du panache et des dépôts, par inhalation de particules de boue mises en suspension et du panache, par ingestion d'aliments d'origine végétale et animale et de sol par inadvertance.

Pour modéliser la dispersion des effluents atmosphériques de la cimenterie, il a été supposé que le rejet avait lieu au sol. En l'absence de conditions météorologiques précises, l'IRSN a retenu une condition météorologique arbitraire de condition de diffusion normale de l'atmosphère par temps sec, avec une vitesse de vent de 5 m.s^{-1} équirépartie en direction tout au long de l'année. En l'absence de données sur l'environnement urbain, l'IRSN a retenu arbitrairement un seul point d'étude pour le scénario résident et le scénario consommateur, situé à 500 m de la cheminée de la cimenterie comme la distance la plus courte pouvant paraître raisonnable d'une résidence à la cheminée dans les zones géographiques concernées. Pour l'exposition du résident et du consommateur, l'IRSN a considéré que l'activité rejetée par la cheminée de la cimenterie correspondait à la totalité de l'activité en iode 131 entrante dans l'usine de Valenton, en tenant compte d'un temps de séjour des boues dans l'usine de 15 jours.

Les doses qui en résultent sont de 0,5-0,8 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (suivant l'âge) pour les résidents ; 2,5-33 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (suivant l'âge) pour les consommateurs et 23-39 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les travailleurs. L'impact sur les riverains des cimenteries est estimé plus élevé que sur les riverains de l'usine de Valenton du fait d'hypothèses prudentes sur la rose des vents et le régime alimentaire couvrant plusieurs sites au lieu d'un seul site connu associé à des données réelles.

Stockage des déchets

Le stockage des cendres et des REFIB en ISDD peut conduire à exposer le chauffeur du camion de livraison et l'opérateur de l'ISDD assurant le déchargement de la citerne par irradiation externe et par inhalation de particules mises en suspension pendant le déchargement.

Les doses résultantes sont de 0,11 mSv/an pour l'opérateur et 0,19 mSv/an pour le chauffeur.

En revanche, dans la mesure où l'autorisation de stockage des boues est soumise à une limite d'activité en entrée de l'ISDD, l'IRSN a considéré que l'impact radiologique au personnel de l'ISDD était négligeable. De même, la probabilité d'exposition du personnel de l'ISDD et de la population riveraine par les lixiviats a été jugée nulle par l'IRSN du fait de la période radioactive de l'iode 131, négligeable devant la cinétique de production de lixiviats.

Épandage

L'amendement de champs par épandage dans les départements de l'Eure-et-Loir, de la Seine-et-Marne et de l'Essonne peut conduire à exposer un chauffeur assurant le transport des boues de l'usine aux champs, un agriculteur assurant l'épandage et exploitant les champs, un résident (dont l'habitation est supposée totalement entourée de champs épandus dans l'ignorance de la limite réglementaire de 100 m), un consommateur de denrées alimentaires produites sur des champs épandus ; par irradiation externe des boues, par inhalation de particules mises en suspension, par ingestion de sol par inadvertance, par ingestion de végétaux et d'animaux nourris avec des végétaux issus de champs épandus.

L'activité surfacique de boues épandues dans les champs a été déduite de l'activité massique des boues et d'une quantité appliquée par unité de surface de 3 kg.m^{-2} , maximum autorisé sur 10 ans par l'arrêté du 8 janvier 1998 [Arrêté du 8/1/1998]. Sa période radioactive étant de 8 jours, l'activité résiduelle en iode 131 dans les sols amendés après un an est nulle. La période d'épandage dure en moyenne 3 mois. Il a été supposé, d'une part que l'épandage des champs de culture avait lieu en dehors de la période de développement foliaire des végétaux, d'autre part que les animaux n'étaient mis au pâturage sur des prairies épandues qu'un temps significatif après l'épandage. En conséquence, seul le transfert racinaire de l'iode aux végétaux a été retenu, avec les coefficients

de transfert racinaire associés. Les paramètres de ration alimentaire des animaux (ingestion quotidienne d’herbe, de fourrage et de sol du fourrage, fraction exogène du fourrage, fraction de l’année au pâturage, temps de stockage du fourrage), ainsi que les coefficients de transfert de l’iode aux produits d’origine animale (viande, lait) ont été extraits de la note technique [IPSN, 1999]. La densité du sol sec a été supposée égale à 1300 kg/m^3 (valeur par défaut dans le logiciel CONDOR), celle du sol humide à 1700 kg/m^3 homogénéisé sur une profondeur de 5 cm par les travaux agricoles. Le facteur de mise en suspension retenu par l’IRSN pour le scénario résident était de 10^{-8} m^{-1} suivant le GRNC [GRNC 1999].

Les doses estimées varient de 0,1 à $37 \text{ } \mu\text{Sv/an}$: $26 \text{ } \mu\text{Sv/an}$ pour les résidents, essentiellement du fait de l’irradiation externe ; $0,12 - 1,1 \text{ } \mu\text{Sv/an}$ pour les consommateurs du fait de l’ingestion d’aliments contaminés ; $6,6 \text{ } \mu\text{Sv}$ pour le chauffeur et $17 \text{ } \mu\text{Sv/an}$ pour l’agriculteur. Ces doses peuvent s’additionner pour les personnes qui cumulent plusieurs activités (ex. résident et consommateur et agriculteur).

Compostage

Le compostage des boues dans des plateformes localisées dans l’Eure, l’Eure-et-Loir et l’Oise est susceptible d’exposer un chauffeur assurant leur transport et un opérateur assurant le cycle de compostage ; par irradiation externe par les boues et le compost en production et par inhalation de particules mises en suspension. Après un délai minimum de trois mois, le compost est valorisé en agriculture, en horticulture et en sylviculture, exposant potentiellement un agriculteur mettant en place le compost sur les cultures et exploitant les champs, un résident habitant à proximité des champs amendés ou un consommateur de denrées alimentaires issues de productions agricoles ayant reçues le compost, de façon similaire à l’exposition résultant de l’épandage des boues.

Pour les scénarios agriculteur, résident et consommateur, les estimations d’exposition réalisées pour l’épandage des boues sont supérieures, voire très supérieures, à celles réalisées pour le compostage des boues puisque l’âge des boues au moment de l’exposition des publics considérés dans ces scénarios est plus important dans le cas du compostage que dans le cas de l’épandage. L’IRSN a donc retenu les expositions estimées dans le cas de l’épandage comme borne supérieure de celles estimées pour le cas du compostage.

Les doses résultantes sont comprises entre 0,1 et $50 \text{ } \mu\text{Sv/an}$: ce sont les mêmes que pour le scénario d’épandage avec l’addition de l’opérateur pouvant recevoir $30 \text{ } \mu\text{Sv/an}$.

3.3.5.4. Conclusion

L’exposition annuelle du public à la radioactivité des eaux usées entrant dans l’usine Seine Amont de Valenton, qu’il soit exposé aux rejets de l’usine en tant que riverain ou exposé lors du traitement des produits de l’usine (boues, REFIB et cendres) varie de quelques nanosieverts à quelques dizaines de microsieverts selon les scénarios envisagés, le maximum étant de $190 \text{ } \mu\text{Sv/an}$ environ pour la personne la plus exposée, à savoir le chauffeur convoyant les cendres et les REFIB vers l’ISDD. En l’absence de données réelles pour certains scénarios, l’IRSN a retenu des hypothèses prudentes, en conséquence l’exposition réelle des différentes personnes identifiées est très certainement largement inférieure à ces niveaux. En tout état de cause, les doses résultant des rejets liquides et gazeux ou de la valorisation des boues de l’usine d’épuration Seine Amont restent faibles.

4. ETUDES CONDUITES A L’ETRANGER

4.1. Royaume-Uni

4.1.1. Doses susceptibles d’être reçues dans la région d’Est-Anglie

Une étude commanditée en 1999 par l’Environment Agency britannique (UK-EA) a évalué les doses reçues par des personnes représentatives de la région d’Est-Anglie du fait des rejets radioactifs autorisés du nucléaire de proximité (usages médicaux, laboratoires de recherche et industrie non nucléaire) [EA 1999]. Les calculs sont effectués avec le logiciel PC CREAM [CE 1997] pour les voies d’exposition principales à partir des limites autorisées et en utilisant des valeurs de paramètres conduisant à des estimations prudentes.

4.1.1.1. Rejets atmosphériques

L'estimation d'impact des rejets atmosphériques tient compte des données météorologiques, de la hauteur de rejet, pour des résidents situés à 300 m au moins du point de rejet et des activités agricoles distantes typiquement d'au moins 500 m.

L'impact des rejets atmosphériques aux limites autorisées est inférieur à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour la plupart des personnes exposées, de l'ordre de quelques $\mu\text{Sv}/\text{an}$ à quelques endroits et $> 10 \mu\text{Sv}/\text{an}$ dans un seul cas (13 $\mu\text{Sv}/\text{an}$). La seule zone nécessitant de prendre en compte l'impact de rejets combinés de plusieurs établissements est celle de Cambridge et cet impact combiné est $< 1 \mu\text{Sv}/\text{an}$.

4.1.1.2. Effluents liquides

Pour les rejets en rivière, le paramètre clé influençant l'impact potentiel sur la population est le débit moyen de la rivière qui dilue les effluents rejetés (un calcul de référence pour 1 MBq/an rejeté dans $1\text{m}^3/\text{s}$ est ajustable par proportionnalité avec l'activité annuelle effectivement rejetée et le débit réel de la rivière). Pour les rejets en mer, ce sont les facteurs de marée qui déterminent la dilution des rejets et influencent fortement l'impact sur la population (flux de dilution de $300 \text{m}^3/\text{s}$ en Est-Anglie). L'impact décroît généralement en aval des points de rejet en rivière, en raison de la dilution et n'est pas significativement augmenté par les rejets combinés. Le point récepteur est pris à 1 km en aval pour la rivière mais cette hypothèse n'a pas beaucoup d'influence sur le résultat. Dans les systèmes d'assainissement, la répartition d'un radionucléide entre les effluents liquides et les déchets solides est évaluée suivant son coefficient de distribution K_d : s'il est faible ($< 3 \text{m}^3.\text{kg}^{-1}$), 100% de l'activité est supposée dans les effluents liquides et 10% (par prudence) dans les boues ; s'il est élevé ($> 30 \text{m}^3.\text{kg}^{-1}$), 100% de l'activité est supposée dans les boues et 10% dans les effluents liquides ; s'il est intermédiaire ou fortement incertain, 100% de l'activité est supposée présente à la fois dans les effluents liquides et dans les boues.

L'impact des déversements d'effluents liquides dans les systèmes d'assainissement dépasse 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour 7 stations de traitement des eaux usées, principalement en raison de la présence d'iode 131 dans les eaux d'irrigation, jusqu'à un maximum de 203 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un rejet dans la rivière Cam.

4.1.1.3. Valorisation agricole des boues

L'amendement de champs par épandage de boue est considéré avec un taux de 10 tonnes par hectare. L'impact le plus important, de 250 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, est obtenu pour la file boue d'une station de traitement privée rejetant principalement du tritium.

4.1.1.4. Stockage des déchets

Une installation de stockage est autorisée à recevoir des déchets radioactifs et l'impact correspondant est faible : à la limite autorisée : 150 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les travailleurs, environ 0,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour le public ; pour les rejets réels : 15 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les travailleurs et très inférieur à 0,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour le public.

4.1.2. Sewer Model for the Assessment of Radionuclide Transport (SMART)

4.1.2.1. Cadre de l'étude

Les rejets d'effluents radioactifs dans les systèmes d'assainissement britanniques sont autorisés par les autorités compétentes. Concernant les déversements des services de médecine nucléaire, elles considèrent que leur réduction par l'usage de cuves de décroissance n'est pas une solution pratique pour la plupart des hôpitaux en raison du coût, de l'exposition potentielle des personnels hospitaliers, et parce qu'une part substantielle des déversements a lieu après le retour des patients à leurs domiciles [UK Department of the Environment 2002]. Les autorités britanniques ont décidé dans les années 1990 de revoir les autorisations de rejet en tenant compte des nouvelles pratiques concernant les stations de traitement des eaux usées et les filières de valorisation des boues. Afin d'apporter les informations nécessaires permettant aux autorités de se positionner, le National Radiological Protection Board (NRPB, aujourd'hui partie de l'United Kingdom Health Security Agency) a conduit une étude pour le compte de l'UK-EA [EA 2000]. Celle-ci avait pour objet de lister les pratiques actuelles et futures pour le traitement des eaux usées, d'enquêter sur les pratiques de déversement dans les systèmes

d'assainissement à l'aide d'un programme de surveillance et d'évaluation radiologique sur deux stations de traitement des eaux usées (à Londres et à Leeds), d'examiner les pratiques d'incinération des boues, le devenir des radionucléides durant l'incinération et les conséquences radiologiques de l'incinération, de considérer les options de réduction des déversements qui pouvaient être exigées, de déterminer si des pratiques alternatives conduiraient à des diminutions significatives de l'impact radiologique et d'obtenir l'opinion des gestionnaires sur ces pratiques alternatives.

4.1.2.2. Méthode SMART

Le modèle mathématique SMART a été développé pour les évaluations d'impact puis appliqué aux cas d'étude des deux systèmes d'assainissement urbains de grande taille à Leeds et à Londres. Il est divisé en quatre parties : système de collecte, traitement des eaux usées, traitement des boues et valorisation des boues. A chaque partie, l'activité de chaque radionucléide dans chaque compartiment (milieu, matière...) est évaluée et utilisée pour estimer la dose (collective ou individuelle) pour les opérateurs du système d'assainissement et pour la population. Les radionucléides retenus dans le modèle développé sont : H-3, C-14, Cr-51, Ga-67, I-123, I-125, I-131, In-111, P-32, Sr-89, Tc-99m, Tl-201, Y-90, S-35, Rb-83, Rb-84 et Am-241.

La filière de valorisation agricole des boues est la plus fréquente au Royaume-Uni. Les cendres résultant de l'incinération des boues sont envoyées en ISD. D'après les auteurs, les radionucléides des boues ou des cendres envoyées en ISD peuvent graduellement migrer hors du site et émerger dans la biosphère en 10 ans ou plus. Tous les radionucléides sauf les C-14, H-3 et Am-241 auront décru avant de migrer hors du site. A la calcination, les radionucléides les plus susceptibles d'être relâchés dans l'air sont le tritium, le C-14 et l'iode. La majorité des autres éléments, comme le chrome et le phosphore, restent vraisemblablement dans les cendres. Des fractions volatilisées ont été estimées et considérées comme les proportions de radionucléides transférés en phase gazeuse lors de la calcination, le complément restant dans les cendres. Ces fractions correspondent donc aux facteurs de partition cendres/gaz, qui ont été appliqués dans les calculs d'impact. Les doses reçues par les membres du public du fait des rejets atmosphériques des incinérateurs et de leurs cendres mises en ISD sont faibles en comparaison des doses calculées pour les rejets liquides et sont généralement considérées comme triviales, parce que beaucoup de radionucléides ne sont que partiellement transférés aux solides et seulement une fraction des radionucléides des boues est relâchée avec les gaz de combustion, les autres restant dans les cendres. Les effluents traités peuvent être rejetés en mer ou en rivière.

Les personnes représentatives considérées et les voies d'exposition associées sont les suivantes :

- * un résident riverain de la côte (en cas de rejet dans un estuaire) :
 - exposition externe par irradiation lors d'activités sur la plage,
 - exposition interne par ingestion de produits marins contaminés (poissons, crustacés),
 - exposition interne par ingestion d'aliments contaminés par les embruns ;
- * un résident riverain d'une rivière (en cas de rejet dans une rivière) :
 - exposition externe par irradiation lors d'activités sur les berges de la rivière,
 - exposition interne par ingestion d'eau de boisson,
 - exposition interne par ingestion de poissons,
 - exposition interne par ingestion d'aliments contaminés par irrigation ;
- * un résident riverain d'un incinérateur de boues :
 - exposition externe par irradiation du panache,
 - exposition externe par irradiation des dépôts,
 - exposition interne par inhalation du panache,
 - exposition interne par inhalation de dépôts mis en suspension,
 - exposition interne par ingestion d'aliments issus de champs impactés par les dépôts ;
- * un résident riverain d'une ISD recevant des boues et/ou des cendres :

- exposition interne par ingestion d'aliments issus de champs contaminés par les eaux souterraines (elles-mêmes contaminées par les lixiviats) ;

* un fermier (en cas d'épandage de boues) :

- exposition externe par irradiation du champ épandu,
- exposition interne par inhalation de particules mises en suspension,
- exposition interne par ingestion de végétaux et d'aliments d'origine animale contaminés via les champs épandus,
- exposition interne par ingestion involontaire de sol.

4.1.2.3. Evaluations d'impact à Leeds et à Londres

Les doses ont été évaluées à Leeds et à Londres pour les limites de déversement autorisées ; les plus élevées concernant les Tc-99m, C-14, I-125, I-131 et H-3. Les doses prédites indiquent que les situations d'exposition dominantes sont celles des travailleurs en usine d'incinération, en raison de la concentration des radionucléides dans les cendres, et l'exposition du public aux rejets liquides, notamment en raison du C-14 dans l'eau. Toutes les doses sont < 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et la majorité est < 20 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Les doses maximales sont de l'ordre de 80-240 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ reçues par les travailleurs des systèmes d'assainissement et des incinérateurs, principalement associées à l'I-131 et au Rb-84. Les doses maximales évaluées pour le public sont de 30-180 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ dues aux rejets d'effluents liquides et de 2 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ dues à l'incinération des boues d'épuration, causées principalement par les C-14, I-125 et I-131. Les doses estimées à partir de déversements réels typiques de l'année 1997 sont jusqu'à 3 fois plus faibles pour les travailleurs et jusqu'à 10 fois plus faibles pour le public. Les auteurs considèrent que ni la collecte de données plus précises sur le comportement des radionucléides dans les incinérateurs ni des mesures de réduction des déversements ne sont justifiées et ils suggèrent l'introduction de limites spécifiques pour les radionucléides les plus importants. Ils concluent que le déversement de radionucléides dans le système de collecte est une option d'élimination sûre et qu'elle est acceptable dans les situations urbaines considérées.

4.1.2.4. Méthode simplifiée

Le NRPB a plus tard proposé un ensemble de formules mathématiques, tirées des publications de l'Agence Internationale à l'Energie Atomique (AIEA) et d'autres organismes, nécessaires pour calculer les doses reçues par des personnes représentatives en utilisant les paramètres spécifiques d'un site de rejet de radionucléides issus de services de médecine nucléaire et de laboratoires de recherche, ainsi que des exemples d'application au Royaume-Uni [NRPB 2004]. Le NRPB a étudié en particulier l'impact de la valorisation agricole des boues en fournissant des valeurs de paramètres pertinentes pour les durées de traitement des boues (38 à 1167 h) en station de traitement des eaux usées, les délais (3 semaines à 10 mois) entre leur épandage et la récolte des végétaux ou la mise en pâture des animaux ainsi que la répartition des radionucléides entre boues et effluents liquides [NRPB 2003].

4.1.3. UK Environment Agency initial radiological assessment methodology

4.1.3.1. Cadre de l'étude

L'UK-EA a étendu la méthodologie développée par le NRPB pour produire un jeu de coefficients de dose par unité rejetée (DPUR) pour les diverses voies d'exposition et pour un large ensemble de radionucléides rencontrés dans le nucléaire diffus, dans l'industrie nucléaire et dans les substances radioactives d'origine naturelle [EA 2006]. Les DPUR sont basés sur un jeu prédéterminé de paramètres de dispersion (hauteur de rejet atmosphérique, débit de système de collecte ou de rivière...) aux valeurs fixes. Les DPUR peuvent être directement multipliées par les activités effectivement rejetées dans une méthode d'évaluation radiologique initiale prudente. Si le résultat est inférieur à un seuil d'optimisation fixé à 20 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ de dose efficace reçue par une personne représentative, une estimation plus réaliste n'est pas nécessaire [EA 2002, EA 2012]. Dans le cas où ce seuil est dépassé, l'évaluation doit être affinée en utilisant les valeurs de paramètres spécifiques d'un site. Les DPUR sont utilisées par les autorités britanniques dans leurs évaluations réglementaires et elles sont disponibles pour les exploitants.

4.1.3.2. Voies de transfert et d'exposition considérées

Les DPUR concernent 4 scénarios de rejet : atmosphérique, en mer, en rivière ou dans le système de collecte des eaux usées. Pour ce dernier type de rejet, les personnes représentatives considérées sont :

- les travailleurs des systèmes de collecte et d'assainissement ;
- une famille d'agriculteur vivant sur un terrain conditionné avec des boues d'épuration et exposée par consommation d'aliments produits sur place, irradiation externe par le sol, ingestion et inhalation par inadvertance de sol ;
- des enfants jouant dans un ruisseau recevant les effluents liquides d'une station de traitement des eaux usées et exposés par irradiation externe par les radionucléides déposés sur les sédiments des berges et par consommation par inadvertance d'eau et de sédiments ;
- une famille de pêcheurs voisins d'une rivière recevant les effluents liquides d'une station de traitement des eaux usées, exposés par irradiation par les sédiments des berges, consommation de poisson d'eau douce et consommation d'eau de boisson ;
- une famille consommant des aliments irrigués avec l'eau d'une rivière recevant les effluents liquides d'une station de traitement ;
- une famille de pêcheurs en mer dans une région recevant les effluents liquides d'une station de traitement, typiquement via une rivière, exposée par irradiation par les sédiments et par consommation de poisson.

4.1.3.3. Paramètres de calcul

La méthode de l'UK-EA utilise le modèle PC CREAM [EC 1997] amélioré par des développements spécifiques aux rejets en rivière et dans les systèmes de collecte des eaux usées, pour mieux prendre en compte la dilution des radionucléides et leur répartition entre liquide et MES. Les rejets sont considérés sur 50 ans. Dans les systèmes d'assainissement, des temps de transition de 15 h pour les effluents liquides et de 656 h pour les boues conditionnées sont retenus pendant lesquels les radionucléides décroissent avant épandage agricole ou rejet liquide.

Le débit d'eaux usées en entrée est de 60 m³/j, celui de la rivière recevant les effluents liquides est de 1m³/s, représentatif d'une rivière relativement petite mais pouvant supporter un prélèvement d'eau et une population significative de poissons comestibles. Enfin le débit du ruisseau est de 0,1 m³/s. En mer, un débit d'échange minimum de 100 m³/s est pris comme valeur par défaut pour les grands estuaires et les régions côtières, 30 m³/s sont retenus pour les petits estuaires. Une consommation locale de 50% du poisson et 100% des fruits de mer est supposée.

Les rejets atmosphériques sont émis au sol et leur impact est considéré pour un résident à 100 m et pour des aliments produits à 500 m du point de rejet. Les conditions météorologiques retenues sont une rose des vents uniforme et une stabilité atmosphérique typique des conditions britanniques moyennes, privilégiant les catégories conduisant à une dispersion plus limitée à la distance d'intérêt.

Les boues de traitement des eaux usées sont valorisées par l'amendement d'une pâture utilisée pour la production de viande et de lait, ainsi que d'un sol utilisé pour produire des légumes. Le protocole d'épandage est convenu entre l'industrie de l'eau britannique et le consortium des détaillants en alimentation, et il suppose un amendement des sols annuel 3 semaines avant pâture ou 10 mois avant récolte de légumes. Le taux d'application de boue considéré est de 8 kg/m²/an, la densité de sol de 1,250 kg/m³, le transfert des radionucléides vers la couche de sol suivante de 0,243/an et le taux d'empoussièrement de l'air de 10⁻⁷ kg/m³. L'activité volumique est calculée dans le 1 cm supérieur de sol. Les données collectées par l'UK-EA suggèrent que l'amendement du sol par la boue ne modifie que faiblement le transfert sol-plantes des radionucléides. La répartition des radionucléides entre eau et boue entre dans l'une des trois catégories 90%/10%, 10%/90% ou 50%/50% suivant les données disponibles. Ultérieurement, l'UK-EA a déterminé expérimentalement des facteurs de rétention dans la boue plus précis pour les isotopes des éléments Br, Ca, Co, Fe, Ga, I, In, La, Mn, P, Re, Tc, S, Sr, Th, U, V, Y [EA 2007].

4.1.3.4. Evaluations d'impact au Royaume-Uni

Avec cette méthodologie, des doses enveloppes relativement élevées (mais toujours < 300 $\mu\text{Sv/an}$) ont pu être évaluées pour une famille d'agriculteurs exposée via l'épandage de boues contaminées, du fait des déversements autorisés les plus élevés de carbone 14 et de son transfert, en particulier, aux produits laitiers consommés sur place, ou de l'irradiation externe par des radionucléides émetteurs gamma à vies longues, mais pas par l'iode 131 en raison de sa décroissance radioactive. Les doses évaluées comme résultat de la consommation d'eau de boisson contaminée par des effluents liquides sont toujours faibles, même pour des prélèvements à l'aval d'hôpitaux manipulant de grandes quantités d'iode 131. La voie d'exposition par ingestion de poisson contaminé par des effluents liquides conduit aux doses les plus élevées (jusqu'à quelques dizaines de $\mu\text{Sv/an}$) pour les radionucléides les plus bioaccumulables, en particulier le phosphore 32. Parmi les rejets atmosphériques, le carbone 14 contribue le plus à la dose, particulièrement via l'ingestion de denrées alimentaires (de l'ordre de quelques dizaines de $\mu\text{Sv/an}$) alors que l'inhalation du panache ne contribue qu'à de très faibles doses. Dans la plupart des cas les doses évaluées sont très faibles et la mesure directe des radionucléides dans l'environnement est rarement utilisée pour conforter le résultat des calculs [HPA 2008].

4.2. Irlande

L'institut de radioprotection irlandais a fait réaliser une étude, publiée en 2010 [RPI 2010], pour apprécier le bénéfice d'installer des cuves de décroissance de l'iode 131 excrété par les patients traités suite à une ablation de la thyroïde. Sur la base des activités administrées en 2006 dans les hôpitaux irlandais, la dose estimée par l'approche de l'UK-EA pour les travailleurs des systèmes d'assainissement est < 4 $\mu\text{Sv/an}$. Les communautés de pêcheurs exposées par consommation d'aliments contaminés et par irradiation externe pourraient recevoir des doses à < 0,4 $\mu\text{Sv/an}$. Il est estimé par les auteurs que ces valeurs majorantes pourraient augmenter jusqu'à 6 $\mu\text{Sv/an}$ pour les travailleurs des systèmes d'assainissement et jusqu'à 0,6 $\mu\text{Sv/an}$ pour les communautés de pêcheurs dans le futur proche. Pour estimer l'exposition de la population (hors travailleurs des systèmes d'assainissement) seul le rejet en mer d'effluents liquides a été pris en compte, la période radioactive de l'iode 131 rendant négligeable l'impact de l'amendement des sols par les boues d'épuration.

4.3. Pays scandinaves

4.3.1. Suède

4.3.1.1. Cadre de l'étude

Le modèle LUCIA a été développé pour le compte de l'autorité de radioprotection suédoise [Avila 2007, Sundell-Bergman 2008] après une étude de l'utilisation des radionucléides par les hôpitaux suédois, de leur déversement et des pratiques des systèmes d'assainissement, en particulier une étude de la station de traitement des eaux usées d'Uppsala, afin de réaliser une évaluation de la dose reçue par le public et les travailleurs des systèmes d'assainissement suite aux déversements radioactifs des hôpitaux dans les systèmes de collecte. Les résultats de cette évaluation doivent servir de support pour la révision de la réglementation. L'un des objectifs est d'identifier les rejets et les voies d'exposition qui seraient susceptibles de conduire à des doses supérieures au seuil d'exemption de 10 $\mu\text{Sv/an}$.

L'évaluation a été faite en trois étapes :

- 1) évaluation de type screening sur la base des modèles de l'AEIA [AEIA 2001] : l'objectif de cette étape n'est pas une évaluation réaliste mais l'identification des radionucléides et des voies d'expositions qui nécessitent une évaluation approfondie. Pour cela, il est retenu deux cas d'étude : i) toute l'activité entrant dans la station de traitement des eaux usées reste dans l'eau épurée, ii) toute cette activité entrante passe dans les boues ;
- 2) évaluation réaliste pour les travailleurs des systèmes d'assainissement et du public, via la contamination de l'eau de boisson et la valorisation agricole des boues, avec le modèle LUCIA ;

- 3) application du modèle LUCIA à tous les systèmes collectant les déversements des services de médecine nucléaire en Suède et élaboration de facteurs de dose efficace dérivés par voie d'exposition et pour une activité volumique unitaire pour chaque radionucléide entrant dans une station de traitement en $(\text{Sv.an}^{-1})/(\text{Bq.m}^{-3})$ ou pour un déversement unitaire d'un service de médecine nucléaire en $(\text{Sv.an}^{-1})/(\text{Bq.an}^{-1})$.

4.3.1.2. Voies de transfert et d'exposition considérées

L'étude a été réalisée pour les radionucléides Co-58, Cr-51, Cu-64, Ga-67, I-123, I-125, I-131, In-111, P-32, Se-75, Sr-89, Tc-99m, Tl-201 et Y-90. Les personnes représentatives et les voies d'exposition retenues pour le modèle LUCIA sont :

- le consommateur exposé aux rejets d'eau épurée par ingestion d'eau de boisson et de poisson ;
- l'opérateur d'une station de traitement exposé par l'irradiation externe des boues et l'inhalation de particules mises en suspension ;
- le consommateur exposé du fait de la valorisation agricole des boues par épandage via l'ingestion de végétaux et d'aliments d'origine animale contaminés.

4.3.1.3. Paramètres de calcul

LUCIA est un modèle dynamique du procédé de traitement des eaux usées en 9 compartiments suivant les rejets par impulsion lorsque des patients sont traités plutôt qu'un rejet continu comme dans le modèle SMART. La distribution des radionucléides entre l'eau et la boue est estimée par des valeurs de Kd (ratio de concentrations de radionucléides dans les solides et dans l'eau) pour des sols organiques. Les paramètres du modèle sont définis comme des distributions de probabilité. Le temps de rétention total d'une particule dans la file boue est d'environ 20 jours, permettant une décroissance importante des radionucléides à vie courte. En Suède, la principale destination des boues est la mise en ISD et, dans une moindre mesure, leur utilisation comme fertilisant agricole.

Enfin, des paramètres sensibles méritant une étude plus approfondie ont été identifiés : les coefficients de distribution Kd des radionucléides dans la boue, la dilution des effluents liquides dans le milieu récepteur suivant les situations hydrologiques spécifiques, l'efficacité des procédés de réduction des phosphates dans les stations de traitement.

4.3.1.4. Evaluations d'impact en Suède

L'évaluation a montré que seuls les radionucléides P-32, Y-90, Tc-99m, In-111, I-123, I-131 et Tl-201 pouvaient conduire à des doses significatives $> 10 \mu\text{Sv/an}$, et seulement par irradiation externe des travailleurs des systèmes d'assainissement ou par exposition de la population via la consommation d'eau de boisson (I-131) et de poisson (P-32, Y-90, In-111 et I-131). Les évaluations des doses reçues par la population en conséquence de la radioactivité des effluents liquides des stations suédoises de traitement des eaux usées vont de $1,8 \text{ nSv/an}$ à $61 \mu\text{Sv/an}$ pour les niveaux de déversement maximum de la période 1999-2005. Les autres voies d'exposition considérées, dont l'ingestion de denrées alimentaires contaminées par les boues utilisées pour fertiliser les champs ou par la mise en ISD, ont été associées à des contributions négligeables à la dose : de $0,06 \mu\text{Sv/an}$ à $12 \mu\text{Sv/an}$ en moyenne sans tenir compte de la dilution dans le sol qui pourrait réduire ces valeurs d'un facteur 30.

4.3.2. Finlande, Norvège, Danemark et Islande

Dans le cadre d'un projet collaboratif, le modèle LUCIA a été appliqué aux déversements hospitaliers dans les systèmes de collecte de 5 pays scandinaves (Suède, Finlande, Norvège, Danemark et Islande), en s'appuyant sur la similarité de leurs systèmes d'assainissement [NKS 2009]. Une station de traitement des eaux usées rejetant ses effluents liquides en mer, dans une rivière ou dans un fjord a été sélectionnée dans chacun des 5 pays.

Les doses estimées dues à l'ingestion d'eau de boisson et de poisson contaminé par les effluents liquides sont de 240 à $290 \mu\text{Sv/an}$ sans tenir compte de la dilution des effluents dans le milieu récepteur (vraisemblablement d'un facteur 100 au moins [Avila 2007]). L'exposition d'un agriculteur cultivant des champs amendés avec des boues contaminées du fait de l'irradiation externe, de l'inhalation de particules mises en suspension et de l'ingestion de denrées (végétaux, viande et lait) produites localement conduirait à des doses de $6,4$ à 30 nSv/an . L'exposition

de la population est donc estimée par les auteurs comme vraisemblablement insignifiante. Elle est dominée par la contribution de l'iode 131. Enfin, les doses résultant de la valorisation agricole des boues sont inférieures à celles résultant des effluents liquides.

Une autre étude [Hellstén 2011], spécifiquement finlandaise, a appliqué les modèles de l'AEIA [AEIA 2001] et le modèle LUCIA aux déversements radioactifs des hôpitaux des trois villes de Turku, Tampere et Seinäjoki. Les doses reçues par les adultes et les enfants varient entre 9 nSv/an et 18 μ Sv/an pour l'exposition aux effluents liquides, entre 1,6 et 7,3 μ Sv/an pour l'exposition directe aux champs amendés par des boues épandues après 1 mois de séchage, et sont inférieures à 0,1 nSv/an pour l'ingestion de denrées alimentaires produites sur des champs amendés. L'iode 131 et le phosphore 32 conduisent aux doses les plus élevées.

4.4. Allemagne

Suite à la détection d'I-131 dans des échantillons de sédiments de la rivière Weser prélevés dans le cadre d'une surveillance de routine, une étude systématique de la contamination radioactive de la station de traitement des eaux usées de Seehausen, à Brème, a été conduite. Des échantillons d'eau usée, d'effluents et de boue ont été prélevés quotidiennement pendant deux semaines et analysés par spectrométrie gamma pour montrer la présence des radionucléides d'usage médical I-131, Tc-99m (régulièrement) ; Sm-153 et I-123 (sporadiquement). Dans la rivière, des échantillons de sédiments de surface ont été prélevés en amont et en aval. Tous contenaient de l'I-131, avec un net maximum d'environ 100 Bq par kg de matière sèche au point de rejet de la station et des concentrations décroissantes en aval. Les concentrations observées dans les sédiments étaient cohérentes avec celles des effluents de la station (0,218 Bq/L en moyenne de 2000 à 2007) suivant un modèle à l'équilibre de transport et de sédimentation de l'I-131 [Fischer 2009]. Entre 2014 et 2015, l'I-131 a de nouveau été détecté entre 500 m en amont et 5 km en aval de la station dans les eaux de la Weser et dans les sédiments des berges (de 1 à 50 Bq par kg de matière sèche) [Souti 2015].

Un modèle compartimental a été développé pour représenter les flux d'I-131 au sein de la station de traitement des eaux usées de Seehausen et a été validé par des mesures expérimentales. Ce modèle peut être utilisé pour prédire la concentration en iode radioactif des effluents liquides et des boues [Hormann 2018].

4.5. Etats-Unis

4.5.1. Etat de Washington

Le service de la santé de l'état de Washington a mesuré en 1994 l'activité des radionucléides dans les boues de 6 stations de traitement des eaux usées puis évalué avec le logiciel RESRAD l'impact radiologique sur les agriculteurs utilisant les boues pour l'amendement des champs et sur les travailleurs d'une ISD où la boue est utilisée comme couverture. Les doses calculées sont < 60 nSv/an pour les agriculteurs et < 0,3 μ Sv/an pour les travailleurs des ISD alimentées par 5 des 6 stations. Pour la sixième station de traitement (à Richland), la dose reçue par les travailleurs d'une ISD pourrait atteindre 120 μ Sv/an du fait de la présence de radionucléides non médicaux en plus grande quantité. Il est conclu par les auteurs qu'aucune de ces expositions ne pose un risque pour la santé humaine [WDOH 1997].

4.5.2. Université du Michigan

Une étude s'est intéressée au devenir environnemental des médicaments radiopharmaceutiques Na¹³¹I et ¹³¹I-métaiodobenzylguanidine (MIBG) dans les boues de stations de traitement des eaux usées suite aux déversements de l'université du Michigan [Fenner 1997]. 17% du MIBG administré en thérapie se retrouve dans la boue, contre 1,1% du NaI. Le temps moyen de résidence de l'iode dans le système de collecte et dans la station de traitement apparaît plus long que celui des eaux usées, possiblement en raison de l'adsorption de l'iode sur des composés organiques présents dans le système d'assainissement.

La valorisation agricole n'apparaît pas aux auteurs comme un enjeu radiologique du fait de la courte période radioactive de l'iode 131. En revanche l'incinération des boues en hiver rejette de l'iode organiquement lié à l'atmosphère. Des doses sont calculées pour des personnes représentatives par application d'un modèle de

dispersion gaussienne du rejet au sol avec les hypothèses suivantes : 90% de l'iode est retenu par la filtration de la cheminée de l'incinérateur. L'exposition maximale est estimée pour 2 jours de dysfonctionnement de la filtration et un travailleur se tenant dans le panache à 100 m de l'incinérateur pendant 2 jours de 9 h avec une vitesse de vent de 1 m/s dans une atmosphère très stable (classe de stabilité F de Pasquill-Gifford). Une exposition typique est estimée à 100 m pendant 22 semaines de 45 h avec 90% d'efficacité de filtration, une vitesse de vent de 2 m/s et une stabilité de classe D. L'exposition du public est estimée pour un adulte vivant à 500 m de l'incinérateur 100% du temps pendant 22 semaines avec 90% d'efficacité de filtration, une vitesse de vent de 2 m/s soufflant dans la direction de la personne exposée pendant 10,9% du temps et une stabilité de classe D.

L'exposition maximum d'un travailleur est de 1,7 μSv . Les doses typiques évaluées sont de 1,2 μSv pour un travailleur et de 0,06 μSv pour le public.

4.5.3. Sous-comité des boues de traitement des eaux usées de l'US ISCORS

4.5.3.1. Cadre de l'étude

Les objectifs du sous-comité des boues de traitement des eaux usées du comité Interagency Steering Committee On Radiation Standards (ISCORS) [ISCORS 2003 ; ISCORS 2004a ; ISCORS 2004b] sont d'aider à l'interprétation des résultats de surveillance et à l'évaluation des expositions potentielles, ainsi que de fournir un support pour l'établissement de recommandations aux exploitants de stations de traitement des eaux usées.

L'ISCORS a établi par modélisation un facteur de conversion de l'activité massique des boues en dose pour chaque radionucléide et chaque personne représentative suivant les voies d'exposition associées. Ces ratios permettent donc de convertir une activité massique (en Bq.kg^{-1} matière sèche) en une dose efficace. La détermination de ces ratios est fondée en partie sur des calculs probabilistes.

Les radionucléides considérés sont ceux le plus couramment mesurés lors de la surveillance [ISCORS 2003] : Am-241, Be-7, C-14, Ce-141, Co-57, Co-60, Cs-134, Cs-137, Eu-154, Fe-59, H-3, I-125, I-131, In-111, K-40, La-138, Pb-210, Pu-238, Pu-239, Ra-226, Ra-228, Sm-153, Sr-89, Sr-90, Th-228, Th-230, Th-232, Tl-201, Tl-202, U-234, U-235, U-238 et Zn-65. D'autres radionucléides ont également été considérés, bien qu'ils n'aient pas été directement mesurés : Ac-227, Np-237, Pa-231, Po-210, Th-229 et U-233 du fait de leur lien de filiation (père ou fils) avec des radionucléides mesurés. Les radionucléides suivants sont également considérés par l'intégration de leur contribution dans la contribution de leur père : Ac-228, Bi-212, Bi-214, Pa-234m, Pb-212, Pb-214, Ra-223, Ra-224, Rn-219, Th-227, Th-234, Tl-208 et Xe-131m. L'ISCORS considère donc, en plus des radionucléides à usage médical ou de recherche, plusieurs radionucléides d'origine naturelle ou industrielle à demi-vies radioactives beaucoup plus longues que celles des médicaments radiopharmaceutiques.

L'ISCORS utilise des modèles existants et des scénarios génériques qui permettent une évaluation globale sans avoir collecté une grande quantité de données site-spécifiques. Il existe plusieurs facteurs site-spécifiques – tels que le débit de rupture, le transfert des substances solubles et colloïdales, l'impact de la déshydratation des boues sur la mobilité et la biodisponibilité des radionucléides, les conditions saisonnières ou d'une année à l'autre – qui peuvent influencer l'évaluation de l'impact sanitaire mais qui ne sont pas considérés ou pas nécessaires pour cette évaluation générique. Les résultats de l'étude pour un site donné sont donc à utiliser avec précaution.

4.5.3.2. Voies de transfert et d'exposition considérées

Les scénarios retenus sont considérés comme relativement réalistes et représentatifs d'expositions typiques, et ne représentant pas le pire des cas. Certains scénarios extrêmes pourraient donc conduire à des expositions plus importantes. Par ailleurs, l'ISCORS ne s'est intéressé qu'aux boues et aux cendres. Or l'eau épurée par certaines stations de traitement américaines, potentiellement contaminée, est utilisée pour l'irrigation de cultures destinées à la consommation humaine sans que l'impact sanitaire de cette pratique n'ait été considéré.

L'ISCORS retient 7 personnes représentatives et les voies d'exposition associées suivantes :

- un résident d'une maison construite sur d'anciens champs épandus, exposé par l'irradiation externe du sol, l'inhalation de particules mises en suspension, l'ingestion d'eau de boisson issue d'un puit, l'ingestion de végétaux, de poissons et d'autres aliments d'origine animale contaminés, l'ingestion de sol par inadvertance, l'inhalation de radon en intérieur et en extérieur,
- un usager d'un parc où les boues ont été utilisées pour la réhabilitation des sols, exposé par l'irradiation externe du sol, l'inhalation de particules mises en suspension, l'ingestion d'eau de boisson issue d'un puit, l'ingestion de gibiers et de poissons, l'ingestion de sol par inadvertance, l'inhalation de radon en extérieur,
- un résident d'une ville à proximité d'anciens champs épandus, exposé par l'irradiation externe du sol, l'inhalation de particules mises en suspension, l'ingestion de végétaux, de poissons et d'autres aliments d'origine animale contaminés, l'ingestion de sol par inadvertance, l'inhalation de radon en extérieur,
- un résident dans le voisinage d'une ISD contenant des boues ou des cendres, exposé par l'irradiation externe du sol, l'inhalation de particules mises en suspension, l'ingestion d'eau de boisson issue d'un puit, l'ingestion de végétaux, de poissons et d'autres aliments d'origine animale contaminés, l'ingestion de sol par inadvertance, l'inhalation de radon en extérieur,
- un résident dans le voisinage d'un incinérateur, exposé par l'irradiation externe du sol, l'inhalation du panache, l'ingestion de végétaux et d'aliments d'origine animale contaminés, l'ingestion de sol par inadvertance, l'inhalation de radon en extérieur,
- un travailleur agricole réalisant l'épandage, exposé par l'irradiation externe du champ et de l'épandeur, l'inhalation de boues pulvérulentes,
- un travailleur de station de traitement des eaux usées impliqué dans les opérations d'échantillonnage, de traitement ou de chargement, exposé par irradiation des installations de traitement, silos, camions..., inhalation de boues pulvérulentes ou de poussières, inhalation de radon en intérieur, irradiation externe par immersion dans un nuage de poussières lors du chargement.

Des calculs supplémentaires sont réalisés pour estimer l'exposition au radon pour les scénarios de résidents lorsque sa contribution à la dose est supérieure à 10 % de la dose totale. Dans ce cas, l'exposition au radon est déterminée en termes d'activité volumique (en Bq.m⁻³). La population potentiellement exposée est supposée être exclusivement composée d'adultes.

4.5.3.3. Evaluation d'impact aux Etats-Unis

L'ISCORS a conduit une revue, par le biais de questionnaires, des résultats de mesure de radionucléides dans les boues et cendres de stations de traitement américaines et note qu'il n'y a pas eu de situation identifiée aux Etats-Unis où les matériaux radioactifs dans les boues résultant du traitement des eaux usées ont posé une menace significative pour la santé et la sûreté des travailleurs des stations ou du public. En excluant l'exposition au radon, les doses estimées à partir des 95^{èmes} percentiles des concentrations mesurées de radionucléides sont les suivantes :

- pour le résident d'une maison construite sur d'anciens champs amendés : 10 µSv/an après un an d'épandage, jusqu'à 160 µSv/an après 20 ans d'épandage ;
- pour l'usager d'un parc : 2,2 µSv/an ;
- pour le résident d'une ville voisine : 32 nSv/an après un an d'épandage et jusqu'à 0,45 µSv/an après 20 ans d'épandage ;
- pour le résident voisin d'une ISD : 0,1 µSv/an pour un enfouissement de boues solides, 0,14 µSv/an pour un enfouissement de cendres, 3,6 µSv/an pour un stockage en surface (lagunage) ;
- pour le résident voisin d'un incinérateur : 77 µSv/an ;
- pour le travailleur agricole réalisant l'épandage : 1,5 µSv/an après un an d'épandage et jusqu'à 30 µSv/an après 20 ans d'épandage ;
- pour le travailleur de station de traitement des eaux usées : jusqu'à 130 µSv/an suivant le poste occupé.

Les doses estimées à partir des médianes des concentrations mesurées de radionucléides sont environ 6 fois inférieures à ces valeurs. Il est important de noter que ces doses ne résultent pas que de l'exposition aux radionucléides issus des services de médecine nucléaire et des laboratoires de recherche. Au contraire, les substances radioactives d'origine naturelle font la contribution principale. Leurs longues périodes radioactives expliquent l'accroissement de la dose annuelle estimée année après année d'épandage des boues. Tenir compte de l'exposition au radon généré par la décroissance des radionucléides naturels descendants de l'uranium augmenterait encore significativement ces doses.

4.5.4. Etat de New York

Dans le cadre du programme de surveillance environnementale de l'état de New York, un préleveur d'air équipé de cartouches de charbon actif et utilisé pour des mesures de bruit de fond a été déplacé pendant 11 mois à 300 mètres de l'incinérateur de boues de traitement des eaux usées d'Albany. Pendant cette période, des aérosols d'I-131 d'activité moyenne $1,1 \text{ mBq.m}^{-3}$ (intervalle de moins de 0,1 à 6 mBq.m^{-3}) ont été mesurés dans 90% des échantillons prélevés. Le rejet atmosphérique global de l'incinérateur a été estimé supérieur à 60 kBq/j et la source d'I-131 dans les boues était vraisemblablement l'excrétion de patients traités dans les hôpitaux de la région. Avant et après la période de 11 mois, les concentrations mesurées à 1,5 km de l'incinérateur étaient toujours proches ou inférieures aux limites de détection [Kitto 2005, Kitto 2006].

4.6. Australie

Une étude [Veliscek-Carolan 2011] a mesuré en 2008 les niveaux d'iode 131 dans les effluents liquides (d'inférieur à la limite de détection jusqu'à $4,7 \text{ Bq/L}$) et les boues d'épuration ($8,1$ à 18 Bq/kg frais) de trois stations de traitement des eaux usées de Sydney, en Australie, ainsi que dans des algues côtières vivant au voisinage des émissaires ($1,2$ à 73 Bq/kg frais). Les doses suivantes ont été évaluées en conséquence : $38\text{-}78 \text{ nSv/an}$ pour une personne nageant ou surfant 6 jours par semaines pendant 2 heures et ingérant 170 mL d'eau par session et $0,16\text{-}0,18 \text{ µSv/an}$ pour une personne consommant une ration d'algues de 16 g par semaine. La dose résultant de l'ingestion de poisson et de fruits de mer est jugée négligeable par les auteurs au vu des résultats essentiellement négatifs de la surveillance de l'iode 131 dans le poisson depuis 1995.

5. CONCLUSION

Dans le cadre de la surveillance de l'état radiologique de l'environnement français, plusieurs campagnes de mesure ont montré la présence de radioactivité dans les eaux usées et dans les résidus de leur traitement. Des études de l'impact radiologique sur les populations des déversements radioactifs dans les systèmes d'assainissement ont été conduites en nombre plus limité : l'IRSN a ainsi évalué l'impact sur les travailleurs et la population de l'activité de deux stations de traitement de grande capacité en Ile-de-France. Au niveau international, des études d'impact et des modèles permettant un calcul générique de l'exposition de la population consécutive aux rejets radioactifs ont été développés, notamment au Royaume-Uni, en Suède et aux Etats-Unis.

Les différentes approches, décrites ci-dessus, pour évaluer l'impact radiologique des radionucléides transitant par les systèmes d'assainissement sur la population diffèrent suivant les situations couvertes et les modèles de calcul utilisés. Les activités considérées varient en termes de nature des radionucléides pris en compte et de données utilisées pour établir les quantités rejetées. Les hypothèses de dispersion environnementale et de voies d'exposition des populations sont les plus réalistes dans les études dédiées à un site géographique particulier dont les paramètres spécifiques sont connus. Les modèles génériques applicables à une échelle nationale ou internationale s'appuient sur des valeurs de paramètres par défaut, choisies soit de façon prudente pour obtenir une estimation maximale de l'exposition possible soit en s'appuyant sur des moyennes ou médianes de l'ensemble des valeurs observées pour estimer une valeur centrale de la distribution des expositions réelles.

Parmi les voies d'exposition, les rejets d'eau traitée en rivière ou en mer et la valorisation agricole des boues issues du traitement semblent avoir l'impact relatif le plus important, contribuant à l'exposition externe des

populations riveraines des lieux de rejet ou d'épandage et à la contamination potentielle de denrées alimentaires. La valorisation agricole est de plus la filière principale (à environ 80%) en quantité de boue valorisée annuellement en France, ce qui renforce l'intérêt à porter quant à son impact radiologique potentiel sur la population. Les rejets atmosphériques résultant de l'incinération des boues ou la mise des boues en installation de stockage des déchets (désormais interdite en France) paraissent moins impactants que l'épandage agricole. Enfin, parmi les radionucléides les plus impactants figurent l'iode 131, largement utilisé en médecine nucléaire, et des radionucléides à période plus longue comme le carbone 14, le tritium et les isotopes du radium qui peuvent s'accumuler à long terme dans l'environnement.

L'impact sur la population est vraisemblablement inférieur à l'impact sur les travailleurs de ces systèmes. Les niveaux de dose estimés pour des personnes représentatives de la population sont très variables suivant les situations locales et les méthodes d'évaluation mais ces doses sont toujours inférieures à 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et le plus souvent inférieures, voire très inférieures, à 50 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Ces valeurs sont de plus souvent estimées sur la base d'hypothèses volontairement majorantes et parfois très prudentes. Les études ne considérant que les radionucléides à vie courte d'origine médicale, sans appliquer d'hypothèse fortement majorante, indiquent des doses inférieures à quelques microsieverts par an. En première approche, l'impact radiologique sur la population des déversements dans les systèmes d'assainissement apparaît donc faible, dans l'ensemble, à très faible, pour ce qui concerne les services de médecine nucléaire. Ces faibles estimations d'exposition amènent l'US-ISCORS à conclure que les situations observées dans les stations de traitement des eaux usées américaines ne nécessitent aucune préoccupation sanitaire à l'échelle nationale [ISCORS 2003]. L'UK-EA considère, quant à elle, que le déversement de radionucléides dans le système de collecte est une option d'élimination acceptable dans les situations urbaines considérées au Royaume-Uni, et qu'elle ne nécessite généralement pas d'affiner les études d'impact par des mesures directes ni de réduire les déversements [EA 2000]. A la demande de l'ASN [ASN 2020], des développements sont en cours à l'IRSN pour intégrer l'évaluation de l'impact des déversements radioactifs des services de médecine nucléaire et des laboratoires de recherche sur la population française dans l'outil CIDRRE [IRSN 2015] en tenant compte du présent retour d'expérience sur les études d'impact déjà menées et les méthodes utilisées.

6. GLOSSAIRE

AEIA : Agence Internationale à l'Energie Atomique

ACRO : Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest

ASN : Autorité de sûreté nucléaire

CET : centre d'enfouissement technique

CIPR : Commission internationale de protection radiologique

CRIIRAD : Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

DAMA : diamètre aérodynamique médian en activité

DPUR : dose per unit release / dose par unité rejetée

GHI : groupe hospitalier intercommunal Le Raincy – Montfermeil

GRNC : Groupe radioécologie Nord-Cotentin

GTDE : groupe de travail « Déversement dans les réseaux d'assainissement des effluents contenant des radionucléides provenant des services de médecine nucléaire et des laboratoires de recherche »

IRSN : Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire

ISCORS : Interagency Steering Committee On Radiation Standards

ISD : installation de stockage de déchets

ISDD : installation de stockage de déchets dangereux

ISDND : installation de stockage des déchets non dangereux

MES : matières en suspension

MIBG : métaiodobenzylguanidine

Nal : iodure de sodium

NRPB : National Radiological Protection Board

OPRI : Office de protection contre les rayonnements ionisants

REFIB : résidus d'épuration des fumées d'incinération des boues

SIAAP : Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne

SMART : Sewer Model for the Assessment of Radionuclide Transport

UK-EA : United Kingdom Environment Agency

7. RÉFÉRENCES

[ACRO 2000] ACRO. Etude de la répartition de radionucléides artificiels émetteurs gamma entre une usine de dépollution et son milieu environnant ; Cas de la station d'épuration du District du Grand Caen. Rapport d'étude du 21/06/2000 à la demande de l'Agence de l'eau Seine-Normandie. Accessible à <https://www.acro.eu.org/wp-content/uploads/2013/10/station.pdf>.

[ACRO 2009] ACRO. Le contrôle des rejets hospitaliers. Publié le 25 septembre 2009 sur <https://www.acro.eu.org/wp-content/uploads/2012/10/ACRO-rejets-hospitaliers-2009.pdf>.

[AEIA 2001] IAEA, 2001. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to environment. Safety report series No. 19.

[AEIA 2018] Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities. General Safety Guide. IAEA safety standards series No. GSG-10. International Atomic Energy Agency. Vienna, 2018.

[Avila 2007] Rodolfo Avila, Idalmis de la Cruz, Synnöve Sundell-Bergman, Serena Hasselblad., 2007. Radiological consequences of radionuclide releases to sewage systems from hospitals in Sweden. SSI rapport 2007:10. Swedish Radiation Protection Authority.

[Arrêté 21/07/2015] Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5.

[Arrêté du 01/09/2003] 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.

[Arrêté du 8/1/1998] Arrête du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées, journal officiel de la république française n°26 du 31 janvier 1998.

[ASN 2020] Lettre ASN CODEP-DIS-2020-049508 du 29 octobre 2020.

[Caplin 2015] Caplin H, Thomassin A, Saccoccio C, Benard I, Yadani, F. Exposition de la population aux radioéléments transitant par l'usine d'épuration de Valenton (94). Présentation au congrès de la Société française de radioprotection (SFRP). Reims, 2015.

[CE 1995] J.R. Simmonds, G. Lawson, A. Mayhall. Radiation Protection 72 – Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment, European Commission, Report EUR 15760 EN, 1995.

[CE 1997] PC-Cream, Consequences of releases to the environment - assessment methodology. European Commission, EUR 17791, NRPB-SR296, 1997.

[CE 2003] Technical guidance document on risk assessment part II, Institute for health and consumer protection, European chemicals bureau, EUR 20418 EN/2, European communities, 2003.

[Cerema 2020] Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement. Economie et partage des ressources en eau. Réutilisation des Eaux Usées Traitées Le panorama français. Fiche n° 10 – Juin 2020.

[CIPR 1994] ICRP, 1994. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1-3).

[CIPR 1995] ICRP, 1995. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 4 Inhalation Dose Coefficients. ICRP Publication 71. Ann. ICRP 25 (3-4).

[Connan 2008] Connan O, Tessier E, Maro D, Amouroux D, Hébert D, Rozet M, Voiseux C, Solier L, 2008. Water to atmosphere fluxes of ^{131}I in relation with alkyl-iodide compounds from the Seine Estuary (France). J Environ Radioact 99,1102-1110.

[CRIIRAD 2008] CRIIRAD. Les effluents radioactifs directs et diffus générés par les activités de médecine nucléaire et de Curiethérapie. Communication au colloque « Les effluents liquides des établissements de Santé : Etat des lieux et perspectives de gestion » Chambéry, 26 et 27 novembre 2008. Accessible à <http://www.criirad.org/rayonnements/A1-effluents-hospitaliers.pdf>.

[EA 1999] Burholt G.D., Martin A., 1999. Radiological assessment of radioactive waste disposal from non-nuclear premises in Anglian region. Volume 1 – Methodology. Report No. AMA/J95/R1. Volume 2 – Results. Report No. AMA/J95/R2. Prepared for the Environment Agency.

[EA 2000] Titley, J.G., Carey, A.D., Crockett, G.M., Ham, G.J., Harvey, M.P., Mobbs, S.F., Tournette, C., Penfold, J.S.S., Wilkins, B.T., 2000. Investigation of the sources and fate of radioactive discharges to public sewers. R&D Technical Report P288. Environment Agency, UK.

[EA 2002] Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency, Northern Ireland Department of Environment, National Radiological Protection Board and Food Standards Agency (2002). Authorisation of Discharges of Radioactive Waste to the Environment: Principles for the Assessment of Prospective Public Doses.

[EA 2006] UK Environment Agency (2006) Initial radiological assessment methodology – part 1 user report - part 2 methods and input data. Science Reports SC030162/SR1 and SR2.

[EA 2007] UK Environment Agency (2007) Radionuclide partitioning to sewage sludge – A laboratory investigation. Science Report SC020150/SR1

[EA 2012] Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency, Northern Ireland Environment Agency, the Health Protection Agency and the Food Standards Agency (2012) Principles for the Assessment of Prospective Public Doses arising from Authorised Discharges of Radioactive Waste to the Environment. Accessible à https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/296390/gho1202bklh-e-e.pdf.

[EURATOM 2013] Directive Euratom 2013/59 du 5 décembre 2013 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire contre les dangers résultant de l'exposition aux rayonnements ionisants.

[Fenner 1997] Fenner, F.D., Martin, J.E., 1997. Behavior of Na ^{131}I and meta (^{131}I) iodobenzylguanidine (MIBG) in municipal sewerage. Health Phys. 73, 333–339.

[Fischer 2009] Helmut W. Fischer, Susanne Ulbrich, Daniela Pittauerova, Bernd Hettwig, 2009. Medical radioisotopes in the environment-following the pathway from patient to river sediment. J Environ Radioact 200, 1079-1085.

[GRNC 1999] Modèles de transfert des radionucléides dans l'environnement, Rapport détaillé du GT3 – Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Volume 3, juillet 1999.

[GRNC 1999b] Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Estimation des doses et du risque de leucémie associée, Rapport détaillé du GT4, Volume 4, juillet 1999

[GTDE 2019] Rapport du groupe de travail « déversement dans les réseaux d'assainissement des effluents contenant des radionucléides provenant des services de médecine nucléaire et des laboratoires de recherche ».

[Hellstén 2012] Hellstén, S. Doses to Public Arising From the Use of Radioisotopes in Radionuclide Laboratories and Hospitals in Finland. In: IRPA13 Abstracts. 13th International Congress of the International Radiation Protection Association. 13–18 May 2012; Glasgow, Scotland, UK. Glasgow: IRPA13 Glasgow Ltd; 2012.

[Hormann 2018] Hormann V, Fischer HW, 2018. A simple compartment model for the dynamical behavior of medically derived ^{131}I in a municipal wastewater treatment plant. Environ Sci Technol 52, 9235–9242.

[HPA 2008] C. McDonnell, 2008. Assessing doses to the public from discharges of radionuclides from non-nuclear establishments in the UK. 11th European ALARA Network (EAN) Workshop on "ALARA in Radioactive Waste Management". Athens, Greece, 9-11 April 2008.

[INSEE 1993] M. Bertrand. Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. INSEE, 1993.

[IPSN, 1999] C. Rommens, Étude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques, Note Technique SEGR/SAER 97-25 Indice 3, IPSN, Février 1999.

[IRSN 2008] E. Navarro. Modélisation de l'ingestion involontaire. Rapport DEI/SESUC n°2008-099, IRSN, 2008.

[IRSN 2010] IRSN, 2010. Bilan de l'état radiologique de l'environnement français en 2009 - Synthèse des résultats des réseaux de surveillance de l'IRSN.

[IRSN 2013] A. Thomassin, Documentation validée de CONDOR version 1.0.8, IRSN, Rapport PRP-HOM/SER/2013-00005, Mai 2013.

[IRSN 2013b] IRSN, 2013. Constat radiologique Vallée du Rhône. Rapport final relatif au milieu aquatique. Rapport PRP-ENV/SESURE/2013-37.

[IRSN 2014] IRSN, 2014. Estimation des doses susceptibles d'être reçues par la population. Rapport PRP-HOM/SER n°2014-00010.

[IRSN 2015] IRSN, 2015. Estimations dosimétriques des personnels des réseaux d'assainissement. Rapport PRP-HOM 2015-0007.

[IRSN 2020a] IRSN, 2020. Constat radiologique Nord-Est. Rapport de mission 2020. Rapport IRSN/2020-00449.

[IRSN 2020b] IRSN, 2020. Constat radiologique Sud-Ouest. Rapport de mission 2020. Rapport IRSN/2020-00896.

[IRSN 2021] IRSN, 2021. Constat radiologique Normandie et Hauts-de-France. Rapport de synthèse. Rapport IRSN /2021-00561.

[ISCORS 2003] ISCORS assessment of radioactivity in sewage sludge: radiological survey results and analysis, technical report 2003-02.

[ISCORS 2004a] ISCORS assessment of radioactivity in sewage sludge: modeling to assess radiation doses, technical report 2004-03.

[ISCORS 2004b] ISCORS assessment of radioactivity in sewage sludge: recommendations on management of radioactive materials in sewage sludge and ash at publicly owned treatment works, technical report 2004-04.

[Kitto 2005] Kitto ME, Fielman EM, Fielman SE, Gillen EA, 2005. Airborne ¹³¹I at a background monitoring site. J Environ Radioact 83, 129-136.

[Kitto 2006] Kitto ME, Fielman EM, Hartt GM, Gillen EA, Semkow TM, Parekh PP, Bari, 2006. A Long-term monitoring of radioactivity in surface air and deposition in New York state. Health Phys 90(1), 31-37.

[MTE 2021] <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

[MTE 2021b] données téléchargée sur <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>

[NKS 2009] Sundell-Bergman, S., Avila, R., de la Cruz, I., Xu, S., Puhakainen, M., Heikkinene, T., Rahola, T., Hosseini, A., Nielsen, S. P., & Sigurgeirsson, M. (2009). Assessing the impact of releases of radionuclides into sewage systems in urban environment - simulation, modelling and experimental studies - LUCIA. Nordisk Kernesikkerhedsforskning. NKS-192.

[NRPB 2003] G.J. Ham (2003) Partitioning of radionuclides with sewage sludge and transfer along terrestrial foodchain pathways from sludge-amended land – a review of data. Rapport NRPB-W32.

[NRPB 2004] C.E. McDonnell (2004) Radiological assessments for small users. Rapport NRPB-W63.

[RPI 2010] Punt, A., Kruse, P., Smith K. 2010 Review of best practice in relation to iodine-131 ablation discharges to sewer. Final report RP005-0003 version 3.1.

[Souti 2015] Souti ME, Fischer HW, 2015. Medical ¹³¹I in river water and sediments. Case study of Weser river in NW Germany. Institut de physique environnementale, université de Brème, Allemagne. Disponible à https://transaqua.helmholtz-muenchen.de/fileadmin/TransAqua/PDF/poster_I-131_in_Weser.pdf

[Sundell-Bergman 2008] Sundell-Bergman, S., de la Cruz, I., Avila, R., Hasselblad, S., 2008. A new approach to assessment and management of the impact from medical liquid radioactive waste.) Journal of Environmental Radioactivity 99(10), 1572-1577.

[UK Department of the Environment 2002] UK Strategy for Radioactive Discharges 2001–2020. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.

[Veliscek-Carolan 2011] Veliscek-Carolan J., Hughes C.E., Hoffmann E.L. (2011) Dose assessment for marine biota and humans from discharge of ¹³¹I to the marine environment and uptake by algae in Sydney, Australia. Journal of Environmental Radioactivity 102, 953-963.

[WDOH 1997] Washington State Department of Health, 1997. Environmental Radiation Program. The presence of radionuclides in sewage sludge and their effect on human health. WDOH/320-013.



INSTITUT DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

31 av. de la division Leclerc
92260 Fontenay-aux-Roses
RCS Nanterre B 440 546 018

COURRIER

B.P 17 - 92262 Fontenay-aux-Roses

TÉLÉPHONE

+33 (0)1 58 35 88 88

SITE INTERNET

www.irsn.fr

MEMBRE DE
ETSON