

Les incidences radiologiques des options de gestion du combustible nucléaire usé

Une étude comparative



© OCDE, 2000

© Logiciel, 1987-1996, Acrobat, marque déposée d'ADOBE.

Tous droits du producteur et du propriétaire de ce produit sont réservés. L'OCDE autorise la reproduction d'un seul exemplaire de ce programme pour usage personnel et non commercial uniquement. Sauf autorisation, la duplication, la location, le prêt, l'utilisation de ce produit pour exécution publique sont interdits. Ce programme, les données y afférentes et d'autres éléments doivent donc être traités comme toute autre documentation sur laquelle s'exerce la protection par le droit d'auteur.

Les demandes sont à adresser au :

Chef du Service des Publications,
Service des Publications de l'OCDE,
2, rue André-Pascal,
75775 Paris Cedex 16, France.

Radioprotection

**Les incidences radiologiques
des options de gestion
du combustible nucléaire usé
Une étude comparative**

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

En vertu de l'article 1^{er} de la Convention signée le 14 décembre 1960, à Paris, et entrée en vigueur le 30 septembre 1961, l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a pour objectif de promouvoir des politiques visant :

- à réaliser la plus forte expansion de l'économie et de l'emploi et une progression du niveau de vie dans les pays Membres, tout en maintenant la stabilité financière, et à contribuer ainsi au développement de l'économie mondiale ;
- à contribuer à une saine expansion économique dans les pays Membres, ainsi que les pays non membres, en voie de développement économique ;
- à contribuer à l'expansion du commerce mondial sur une base multilatérale et non discriminatoire conformément aux obligations internationales.

Les pays Membres originaires de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la France, la Grèce, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. Les pays suivants sont ultérieurement devenus Membres par adhésion aux dates indiquées ci-après : le Japon (28 avril 1964), la Finlande (28 janvier 1969), l'Australie (7 juin 1971), la Nouvelle-Zélande (29 mai 1973), le Mexique (18 mai 1994), la République tchèque (21 décembre 1995), la Hongrie (7 mai 1996), la Pologne (22 novembre 1996) et la Corée (12 décembre 1996). La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE (article 13 de la Convention de l'OCDE).

L'AGENCE DE L'OCDE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE

L'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN) a été créée le 1^{er} février 1958 sous le nom d'Agence européenne pour l'énergie nucléaire de l'OECE. Elle a pris sa dénomination actuelle le 20 avril 1972, lorsque le Japon est devenu son premier pays Membre de plein exercice non européen. L'Agence compte actuellement 27 pays Membres de l'OCDE : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, la République de Corée, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe également à ses travaux.

La mission de l'AEN est :

- d'aider ses pays Membres à maintenir et à approfondir, par l'intermédiaire de la coopération internationale, les bases scientifiques, technologiques et juridiques indispensables à une utilisation sûre, respectueuse de l'environnement et économique de l'énergie nucléaire à des fins pacifiques ; et
- de fournir des évaluations faisant autorité et de dégager des convergences de vues sur des questions importantes qui serviront aux gouvernements à définir leur politique nucléaire, et contribueront aux analyses plus générales des politiques réalisées par l'OCDE concernant des aspects tels que l'énergie et le développement durable.

Les domaines de compétence de l'AEN comprennent la sûreté nucléaire et le régime des autorisations, la gestion des déchets radioactifs, la radioprotection, les sciences nucléaires, les aspects économiques et technologiques du cycle du combustible, le droit et la responsabilité nucléaires et l'information du public. La Banque de données de l'AEN procure aux pays participants des services scientifiques concernant les données nucléaires et les programmes de calcul.

Pour ces activités, ainsi que pour d'autres travaux connexes, l'AEN collabore étroitement avec l'Agence internationale de l'énergie atomique à Vienne, avec laquelle un Accord de coopération est en vigueur, ainsi qu'avec d'autres organisations internationales opérant dans le domaine de l'énergie nucléaire.

© OCDE 2000

Les permissions de reproduction partielle à usage non commercial ou destinée à une formation doivent être adressées au Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris, France. Tél. (33-1) 44 07 47 70. Fax (33-1) 46 34 67 19, pour tous les pays à l'exception des États-Unis. Aux États-Unis, l'autorisation doit être obtenue du Copyright Clearance Center, Service Client, (508)750-8400, 222 Rosewood Drive, Danvers, MA 01923 USA, ou CCC Online : <http://www.copyright.com/>. Toute autre demande d'autorisation ou de traduction totale ou partielle de cette publication doit être adressée aux Éditions de l'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 Paris Cedex 16, France.

AVANT-PROPOS

En réponse à la demande formulée en 1995 par la Commission OSPAR, l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN) a lancé une étude comparative des incidences radiologiques liées à la gestion du combustible nucléaire usé. L'étude avait pour principaux objectifs de compiler les données et les informations les plus récentes relatives aux rejets radioactifs tout au long des différentes étapes de deux cycles de combustible nucléaire (avec et sans retraitement, respectivement, du combustible usé), d'analyser ces incidences de façon systématique et d'interpréter les résultats du point de vue scientifique et technologique afin d'éclairer le débat au sein des pays Membres de l'AEN. L'étude a été réalisée par un groupe *ad hoc* d'experts sur les options en matière de gestion du combustible usé sous l'égide du Comité de protection radiologique et de santé publique de l'AEN. Le groupe d'experts s'est réuni à cinq reprises entre octobre 1997 et septembre 1999.

Deux cycles de référence, en l'occurrence les cycles simplifiés du combustible de la filière à eau sous pression avec et sans retraitement du combustible usé, ont été sélectionnés pour faciliter la comparaison des incidences radiologiques. L'étude s'appuie sur les données réelles de rejets radioactifs d'installations de référence qui ont été sélectionnées en fonction de leur capacité, de leurs caractéristiques techniques, de leur durée de vie utile, des caractéristiques du système de gestion des déchets mis en place et des exigences réglementaires. L'évaluation des incidences radiologiques a été réalisée à l'aide de modèles génériques et complétée par les résultats d'études entreprises par des organisations nationales ou internationales.

Comme certaines activités du cycle du combustible nucléaire en sont toujours au stade du développement, quelques incertitudes subsistent. Ces composantes comprennent, notamment, le retraitement du combustible à oxydes mixtes (MOX), le conditionnement des combustibles UO₂ et MOX usés en vue de leur stockage, ainsi que le stockage du combustible usé et des déchets vitrifiés de haute activité dans des formations géologiques. Vu ce contexte et le fait que les deux cycles de référence sélectionnés comportent plusieurs étapes communes, on s'est efforcé d'appliquer les mêmes hypothèses dans les deux cas afin de réduire les incertitudes.

L'étude est à vocation générique et de portée restreinte. Bien que les incidences radiologiques, qui constituent le thème majeur de la présente étude, jouent un rôle important dans le processus de prise de décision, il convient de noter que certains éléments qui ont été exclus de l'étude, comme l'utilisation efficace des ressources, la sécurité énergétique et les considérations économiques, devraient aussi être pris en compte au moment d'arrêter le choix définitif sur un cycle de combustible.

L'étude a été financée par des contributions volontaires de l'Allemagne, de la Belgique, de la Corée, du Danemark, de la Finlande, de la France, de l'Irlande, du Japon, des Pays-Bas, du Royaume-Uni, de la Suisse et de la Commission européenne.

Les opinions exprimées dans ce rapport ne reflètent pas nécessairement le point de vue des pays Membres de l'AEN. Le rapport est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE.

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos	3
SYNTHÈSE	7
1. CHAMP DE L'ÉTUDE	13
1.1 Contexte	13
1.2 Champ de l'étude	13
2. PRINCIPES DE RADIOPROTECTION.....	17
2.1 Introduction	17
2.2 Recommandations de la CIPR	17
2.3 Pratiques réglementaires nationales	21
2.4 L'environnement	21
3. INSTALLATIONS DU CYCLE DU COMBUSTIBLE ET REJETS RADIOACTIFS	23
3.1 Extraction et traitement de l'uranium	23
3.2 Conversion, enrichissement et fabrication du combustible	26
3.3 Production d'électricité	29
3.4 Entreposage et conditionnement du combustible utilisé	31
3.5 Retraitement et vitrification	32
3.6 Déclassement et démantèlement des installations nucléaires	33
3.7 Stockage des déchets solides	34
3.8 Transport	37
4. ESTIMATION DES DOSES REÇUES PAR LES TRAVAILLEURS	39
4.1 Extraction et traitement du minerai	39
4.2 Conversion, enrichissement et fabrication de combustible	40
4.3 Production d'électricité	41
4.4 Entreposage et conditionnement du combustible utilisé	42
4.5 Retraitement et vitrification	43
4.6 Déclassement et démantèlement d'installations nucléaires	44
4.7 Stockage des déchets solides	44
4.8 Transports	44
4.9 Résumé et analyse des résultats	47
5. MÉTHODES D'ÉVALUATION GÉNÉRIQUE DES DOSES	49
5.1 Introduction	49
5.2 Indicateurs radiologiques	49
5.3 Méthode d'estimation des doses reçues par la population du fait des rejets	50
6. ESTIMATIONS DES DOSES REÇUES PAR LA POPULATION	53
6.1 Introduction	53
6.2 Extraction et traitement de l'uranium	53
6.3 Conversion, enrichissement et fabrication du combustible	55
6.4 Production d'électricité	56
6.5 Entreposage et conditionnement	56
6.6 Retraitement et vitrification	56
6.7 Stockage des déchets solides	58
6.8 Résumé et analyse des résultats	58

7. CONCLUSIONS	63
MEMBRES DU GROUPE D'EXPERTS	67
BIBLIOGRAPHIE	68
<i>Annexe A</i> – Informations techniques propres aux sites considérés	71
<i>Annexe B</i> – Évaluations génériques des doses associées au cycle du combustible nucléaire	75
<i>Annexe C</i> – Glossaire et facteurs de conversion	125

Liste des figures

Figure 1	Cycles de référence et schéma des flux de combustible utilisés pour l'étude	15
Figure 2.	Évolutions de la dose collective normalisée reçue par les travailleurs dans les réacteurs français.....	42

Liste des tableaux

Tableau 1.	Limites de dose recommandées par la CIPR.....	20
Tableau 2.	Taux de rejets gazeux génériques provenant de résidus de traitement et concentrations d'activité caractéristiques dans des réservoirs d'eau douce proches d'installations de mines et d'usines de traitement d'uranium.....	25
Tableau 3.	Rejets annuels de l'usine de conversion d'uranium de Springfields	26
Tableau 4.	Rejets de l'usine d'enrichissement EURODIF en 1997	27
Tableau 5.	Rejets de l'usine de fabrication de combustible UO ₂ de Romans	28
Tableau 6.	Rejets génériques des étapes de conversion, d'enrichissement et de fabrication du combustible	29
Tableau 7.	Rejets des réacteurs REP français	30
Tableau 8.	Rejets annuels génériques d'un REP	30
Tableau 9.	Rejets génériques d'une usine de retraitement	34
Tableau 10.	Caractéristiques de la production et du stockage des déchets solides.....	36
Tableau 11.	Doses reçues par des travailleurs exposés dans des installations canadiennes.....	39
Tableau 12.	Doses collectives annuelles reçues par les travailleurs exposés dans des mines australiennes.....	40
Tableau 13.	Doses collectives annuelles reçues par les travailleurs au cours des opérations d'extraction et de traitement du minerai	40
Tableau 14.	Évolution de la dose professionnelle à l'usine de retraitement de La Hague	43
Tableau 15	Valeurs annuelles normalisées des doses collectives correspondant au transport.....	46
Tableau 16.	Doses reçues par les travailleurs de diverses installations du cycle du combustible.....	47
Tableau 17.	Dose professionnelle estimée correspondant aux principales étapes du cycle du combustible de chacune des deux options	48
Tableau 18.	Fréquentation des plages et berges de cours d'eau.....	52
Tableau 19.	Données d'absorption du groupe critique.....	52
Tableau 20.	Dose efficace individuelle pour des groupes spécifiques d'adultes vivant près du site de La Hague	57
Tableau 21.	Estimation de la dose à la population – dose collective	59
Tableau 22.	Estimation de doses à la population : Dose individuelle (groupe critique)	59
Tableau 23.	Tableau résumant les estimations de dose au public et aux travailleurs associées aux principales étapes du cycle du combustible pour chacune des options....	63

SYNTHÈSE

Objectifs et portée du rapport

Le rapport a pour principal objectif de comparer les incidences radiologiques de deux options de gestion du combustible usé. Les cycles de référence sélectionnés sont un cycle avec retraitement du combustible usé et mono-recyclage du plutonium séparé sous forme de combustible à oxydes mixtes (MOX) et un cycle avec stockage direct sans retraitement du combustible usé qui est considéré comme un déchet.

Les principaux paramètres des deux cycles de référence sont les suivants :

- Réacteur REP (filrière à eau sous pression) de 1 000 MWe utilisant un combustible à taux de combustion d'environ 40 GWj/tML.
- Option stockage direct sans retraitement (cycle ouvert) :
 - tous les déchets et tout le combustible usé sont stockés dans un dépôt.
- Option retraitement (cycle fermé) :
 - tout le combustible UO_2 usé est retraité ;
 - tout le plutonium issu du retraitement du combustible UO_2 usé est recyclé une seule fois sous forme de MOX ;
 - tous les déchets, y compris les déchets vitrifiés de haute activité issus du retraitement et le combustible MOX usé, sont stockés dans un dépôt.

Plusieurs hypothèses ont été formulées pour faciliter la comparaison des incidences radiologiques :

- les installations utilisent des techniques et des pratiques courantes,
- les cycles du combustible simplifiés,
- la stabilité à long terme des résidus d'extraction et de traitement du minerai d'uranium
- aucune utilisation extensive de l'uranium appauvri issu de l'enrichissement et aucune réutilisation de l'uranium séparé au stade du retraitement,
- le stockage en formation géologique du combustible usé provenant du cycle ouvert et des déchets vitrifiés de haute activité et du combustible MOX usé provenant de cycle fermé.

Dans toute la mesure du possible, on a utilisé des données réelles de rejets et d'exposition qui sont représentatives de l'état de l'art et des pratiques actuelles.

Le cadre de la CIPR

La comparaison des incidences radiologiques s'inscrit dans le cadre des recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) décrites dans la Publication n° 60 (CIPR 1991). Les incidences radiologiques sont évaluées pour les personnes du public et pour les travailleurs et exprimées en doses aux groupes critiques de la population et en doses collectives résultant des différentes étapes des deux cycles du combustible examinés. Les doses collectives se réfèrent aux populations régionales. En l'occurrence, il s'agit de la population de l'Europe, sauf pour l'étape de

l'extraction et du traitement du minerai d'uranium. Les doses collectives reçues par le public sont cumulées sur une période de 500 ans et sont rapportées à la production d'électricité exprimée en gigawattannées.

L'utilisation de la dose collective, surtout quand il s'agit du cumul des petites doses individuelles reçues par une fraction importante de la population et étalées sur plusieurs générations futures (CIPR 1998), fait l'objet d'un débat au sein de la communauté. Étant donné qu'à ce jour ce débat n'a pas permis de dégager un véritable consensus et que la dose collective n'est utilisée dans le présent rapport qu'à des fins de comparaison, le groupe d'experts a jugé prudent de faire reposer sa comparaison sur la Publication n° 60 de la CIPR.

Les incidences sur l'environnement ont été examinées. Comme il n'y a pas de consensus jusqu'à présent sur un système de protection spécifique de l'environnement, le groupe d'experts a décidé de suivre les recommandations de la Publication 60.

Calculs génériques et calculs spécifiques à chaque site

Afin de calculer les doses reçues par les personnes du public, il a fallu formuler des hypothèses sur la distribution de la population, les habitudes des individus, les caractéristiques de l'environnement dans lequel ils vivent et les conditions de rejet (conditions météorologiques, hauteur de la cheminée, etc.). Ces hypothèses peuvent avoir une influence considérable sur le niveau des doses calculées. Il est donc difficile de procéder à une comparaison générale des incidences radiologiques des différentes étapes du cycle du combustible nucléaire puisque les incidences d'une quelconque installation du cycle dépendront dans une certaine mesure du lieu d'implantation de cette installation. Afin de disposer d'une base de comparaison commune pour toutes les étapes des deux cycles du combustible de référence, une série d'hypothèses standard et de modèles génériques a été retenue. C'est à cette démarche que renvoie le concept de « calcul générique » dans l'étude. Les calculs spécifiques à chaque site donnent une indication de la sensibilité des résultats à ces hypothèses et des informations complémentaires sur la distribution des doses entre les individus.

Plusieurs raisons justifient le recours à des modèles pour évaluer les doses au public. Ces doses sont très faibles et il n'est pas facile de déterminer et de mesurer directement la part imputable à chaque source. Le comportement des radionucléides dans l'environnement est très complexe à cause des multiples variables qui interviennent, et il en est de même du comportement de la population concernée. De plus, la majeure partie des doses résultant d'un rejet spécifique sera reçue beaucoup plus tard, après que les radionucléides auront migré dans l'environnement.

Incidences sur les travailleurs

L'essentiel des doses professionnelles correspondant à l'ensemble du cycle du combustible est reçu par le personnel travaillant dans les centrales nucléaires. Les doses professionnelles reçues par ce personnel ne dépendent pas du type de combustible utilisé (UO₂ ou MOX). Au stade de la fabrication du combustible, en revanche, il existe une différence importante entre les expositions professionnelles correspondant aux deux options étudiées. Les valeurs absolues ne représentent cependant qu'une petite fraction du total de l'ensemble du cycle, quelle que soit l'option.

Incidences sur le public

Les calculs génériques des incidences radiologiques sur le public ont été effectués en divisant le cycle du combustible en quatre étapes : extraction et traitement du minerai d'uranium, fabrication du combustible (y compris enrichissement et conversion), production d'électricité et retraitement. Les

résultats montrent que ce sont les étapes de l'extraction-traitement et du retraitement qui ont les incidences radiologiques les plus grandes. La production d'électricité engendre des doses collectives similaires, dans les deux options, mais inférieures à celles de l'extraction-traitement et du retraitement. Les doses individuelles aux groupes critiques sont considérablement plus faibles à l'étape de la production d'électricité qu'à celles de l'extraction-traitement et du retraitement. La fabrication du combustible est l'étape qui donne les doses collectives les plus faibles.

Les estimations ont donné des doses collectives similaires pour l'extraction-traitement et le retraitement. C'est le cas aussi bien pour les incidences sur le public en général que pour les travailleurs des installations du cycle du combustible. La dose collective cumulée sur 500 ans pour la population régionale (c'est-à-dire celle qui vit dans un rayon de 2 000 km) atteint au maximum 1 hommeSv/GWa environ pour l'extraction-traitement et approximativement 1,2 hommeSv/GWa pour le retraitement. Les calculs disponibles pour des sites spécifiques corroborent les conclusions des calculs génériques puisque la dose collective d'une installation de retraitement réelle a été évaluée à 0,6 hommeSv/GWa et que les doses aux groupes critiques de la population y sont plus élevées que celles dues aux deux autres étapes du cycle étudiées (production d'électricité et fabrication du combustible).

Les estimations des doses aux groupes critiques de la population fluctuent entre 0,30 et 0,50 mSv/a, aussi bien pour l'étape de l'extraction-traitement que pour celle du retraitement. Les doses effectives aux groupes critiques peuvent sensiblement varier sur certains sites en raison des différences qui peuvent exister dans les habitudes des populations locales, leur lieu de résidence, etc. Toutefois, les résultats montrent que le potentiel d'exposition des riverains est similaire pour ces deux étapes du cycle du combustible.

Les nombreuses données dont on dispose permettent de conclure que l'adoption du combustible MOX dans les réacteurs à eau sous pression n'a pas eu d'incidence notable sur les rejets d'effluents liquides et gazeux des réacteurs dans les conditions normales d'exploitation. L'incidence radiologique de la production d'électricité est donc la même pour les deux options.

Incertitudes

Les estimations de l'exposition du public comportent de grandes incertitudes qui tiennent aux modèles et aux scénarios retenus ainsi qu'aux valeurs des paramètres pris en compte. Les opérations d'extraction de l'uranium, en particulier, diffèrent beaucoup selon les sites et les doses dépendent grandement des paramètres démographiques, des particularités environnementales, des caractéristiques de la roche uranifère, des techniques d'extraction et de traitement, de la stabilité à long terme des résidus stockés, des procédures de maintenance et des opérations de réaménagement. Les taux effectifs de relâchement de ^{222}Rn pourraient être très différents de ceux pris en compte dans l'étude, et donc aboutir à des doses collectives plus fortes ou plus faibles. Si les stockages des résidus de traitement restaient partiellement à l'air libre après une période de maintenance insuffisante, il se peut que les doses collectives atteignent quelques dizaines d'hommesieverts par gigawattannée.

Période de calcul des doses collectives

Les doses collectives aux membres du public doivent faire l'objet d'un examen critique. Ces doses ont été cumulées sur une période de 500 ans. Il serait possible de les cumuler sur une période plus longue, voire infinie. Étant donné que les doses collectives dues aux principales étapes du cycle du combustible (extraction-traitement, production d'électricité et retraitement) font intervenir des radionucléides à vie longue, les calculs donneraient des doses collectives supérieures. Il est cependant peu probable, pour les raisons suivantes, que les conclusions de l'étude s'en trouvent modifiées. La majorité de la dose collective

sur 500 ans due à la production d'électricité et au retraitement est imputable au ^{14}C , radionucléide mobile dont la vie est relativement longue (sa période radioactive est de 5 730 ans). L'allongement de la période considérée ne modifierait donc probablement pas le rapport entre les incidences de ces deux étapes du cycle. Pour ce qui est de l'étape d'extraction-traitement, la production de ^{222}Rn dans les résidus de traitement se poursuivra pendant des centaines de milliers d'années à un rythme légèrement décroissant parce qu'elle est entretenue par la décroissance du ^{230}Th , radionucléide à très longue vie (période de 77 000 ans). Alors que la contribution de cette partie du cycle du combustible aux doses collectives pourrait être considérable en cas de sommation des doses sur une très longue période et pourrait même devenir prépondérante, le rapport entre les doses collectives dues aux deux options ne changerait pas sensiblement. Pour ces raisons, et du fait des fortes incertitudes inhérentes aux scénarios qui se projettent dans un futur lointain, nous avons décidé dans cette étude de nous limiter à des périodes plus courtes.

Réduction des besoins d'extraction et de traitement du minerai en cas de retraitement du combustible

L'extraction et le traitement du minerai, la production d'électricité et le retraitement sont des étapes du cycle du combustible qui contribuent de façon prépondérante à la dose collective reçue par la population. Alors que la production d'électricité a la même incidence radiologique dans les deux options étudiées, les incidences radiologiques des deux autres étapes ont tendance à évoluer dans des directions opposées. Ainsi, en optant pour le retraitement et pour l'utilisation du combustible MOX, on peut diminuer les besoins d'uranium naturel d'environ 21 %, ce qui permet de réduire dans les mêmes proportions la radioexposition des travailleurs et du public à l'étape de l'extraction et du traitement du minerai d'uranium. En contrepartie, il faut alors ajouter l'apport de l'étape du retraitement aux doses collectives aux travailleurs et au public. Il faut insister sur le fait que les estimations des doses collectives au public et la comparaison radiologique globale des deux options sont très sensibles aux hypothèses relatives à la bonne gestion des stockages de résidus de traitement du minerai d'uranium.

Nucléides importants

Seuls quelques radionucléides sont importants. Au stade de la production d'électricité, c'est le ^{14}C qui est le principal contributeur à la dose collective totale. Au stade du retraitement, c'est à nouveau le ^{14}C , mais aussi l' ^{129}I et le ^{85}Kr . Ces radionucléides, qui sont rejetés dans le respect des limites réglementaires, se dispersent dans l'environnement mais leur activité se situe à des niveaux que les technologies modernes permettent de mesurer. Ils constituent une source potentielle de très faibles doses pour la population mondiale.

Les principales sources d'exposition associées aux activités d'extraction et de traitement sont les produits de filiation issus des chaînes de désintégration de l'uranium présent dans la nature. Ils représentent eux aussi une source potentielle à long terme pour la population régionale.

Stockage des déchets solides

À très long terme, les radionucléides présents dans les sites de stockage souterrain de combustibles usés et de déchets de haute activité peuvent eux aussi devenir des sources d'exposition potentielles. Les calculs sur modèle indiquent que, après plusieurs centaines de milliers d'années seulement, qu'il peut y avoir une petite incidence radiologique imputable à l' ^{129}I , au ^{135}Cs ou au ^{99}Tc , selon les caractéristiques du site. Les doses collectives se composent de très petites doses individuelles reçues par un grand nombre de personnes sur une longue période. Étant donné que ces doses sont faibles et qu'elles devraient être analogues dans les deux cycles étudiés, elles n'ont pas être prises en compte dans l'analyse comparative.

Transport

En ce qui concerne l'exposition du public et des travailleurs liée au transport, il n'a pas été possible de mettre en évidence une différence nette entre les deux options étudiées bien que les types de matières transportées et les distances parcourues diffèrent quelque peu selon l'option. Quoiqu'il en soit, l'incidence radiologique du transport est faible par rapport à l'incidence totale et par rapport à celle des étapes majeures du cycle du combustible.

Conclusions

Les différences entre les deux cycles de combustible étudiés dans le présent rapport sont minimes du point de vue de la protection radiologique. Compte tenu des limitations liées aux calculs génériques, il ne serait tout simplement pas justifié de tirer des conclusions explicites des légères différences enregistrées au niveau des incidences radiologiques collectives et individuelles. Par conséquent, les incidences radiologiques ne représentent pas un facteur déterminant en faveur de l'une ou l'autre option. Par contre, d'autres facteurs comme l'utilisation efficace des ressources, la sécurité énergétique et des considérations économiques pourraient avoir plus de poids dans le processus de prise de décision. Ces différences sont minimes du point de vue de la protection radiologique. Globalement, les doses d'exposition du public sont faibles dans les deux options étudiées par rapport aux limites de dose réglementaires et elles sont insignifiantes par rapport à l'exposition due au fond naturel de rayonnement (la dose individuelle moyenne dans le monde imputable au fond naturel de rayonnement est de 2,4 mSv).

Tendances

Les doses aux travailleurs des installations nucléaires ont été réduites au cours des dernières années. La tendance est également à la baisse pour les rejets d'effluents radioactifs à tous les stades du cycle du combustible grâce au retour d'expérience d'exploitation, à l'introduction des nouvelles technologies et à l'amélioration des procédures. Cette tendance est particulièrement marquée pour les rejets des usines de retraitement.

Il est probablement possible de réduire davantage les rejets des usines de retraitement. De même, il existe des opérations de réaménagement appropriées pour ramener à des niveaux négligeables les incidences radiologiques à long terme des émanations de radon provenant des stockages de résidus d'extraction et de traitement. Il semble cependant difficile de diminuer les rejets de radon pendant la phase opérationnelle de l'extraction et du traitement.

Nécessité de réaliser d'autres études

Aux fins du présent rapport, des décisions ont été prises quant à l'utilisation de la dose collective pour comparer les incidences radiologiques, à la gestion de l'uranium appauvri et séparé, à la gestion du combustible MOX, à l'évaluation de la sûreté à long terme du stockage dans des formations géologiques, etc. Il faudra peut-être réévaluer cette méthodologie dans l'avenir à la lumière de développements tels que de nouveaux modèles de transfert dans l'environnement, des changements se répercutant sur le système de protection radiologique (y compris l'utilisation de la dose collective), de nouveaux indicateurs d'incidence sur l'environnement, etc.

Une comparaison exhaustive des deux options de gestion du combustible utilisé nécessiterait d'étudier toute une série d'autres thèmes en plus des incidences radiologiques engendrées par l'exploitation normale des installations du cycle du combustible. Ces thèmes comprendraient probablement la

protection de l'environnement, la gestion des déchets, l'utilisation efficace des ressources, la sécurité énergétique et les considérations économiques. Dans le cadre de la procédure réglementaire spécifique à une installation, les incidents et les autres événements anormaux doivent être pris en considération. Le présent rapport n'aborde pas ces aspects qui sortent du champ de l'étude. Nous espérons cependant qu'il servira de base à des études plus vastes sur la stratégie de développement de l'énergie nucléaire, la stratégie relative au cycle du combustible et le développement durable de l'énergie nucléaire.

1. CHAMP DE L'ÉTUDE

1.1 Contexte

Le Comité de direction de l'Agence pour l'énergie nucléaire a décidé en 1995, à la demande des Commissions d'Oslo et de Paris (OSPAR), de lancer une étude comparée des incidences radiologiques de différentes options de gestion du combustible usé. La demande initiale portait sur l'évaluation comparée des incidences radiologiques des rejets d'effluents liquides radioactifs dans le milieu marin pour les options avec et sans retraitement. Lorsqu'il a décidé de lancer cette étude, le Comité de direction a tenu compte des recommandations du Comité de protection radiologique et de santé publique (CRPPH) qui estimait qu'une étude de ce type perdrait de son intérêt, du point de vue de la protection radiologique, si son champ était limité et qui préconisait donc de couvrir toutes les étapes du cycle du combustible.

Il a donc été convenu que les principaux objectifs de l'étude seraient de :

- compiler les données et informations scientifiques et technologiques ayant trait à la demande, et
- les analyser et présenter les résultats accompagnés d'interprétation scientifiques et techniques afin de faciliter les débats des pays Membres des Commissions OSPAR.

Le CRPPH a recommandé, dans un souci d'efficacité, que l'étude s'appuie sur les données existantes dans toute la mesure du possible. Les données publiées relatives aux différents sites nucléaires ont donc été largement utilisées. Il a cependant fallu procéder à une série de calculs effectués par le *National Radiological Protection Board* (NRPB) pour rendre comparables des données provenant de différentes origines. Les résultats d'études antérieures similaires ont également été pris en considération et exploités en tant que de besoin. Il s'agit de l'évaluation internationale du cycle du combustible nucléaire par l'AIEA (AIEA 1980), du rapport *ExternE-Externalities of Energy* de la Commission européenne (EUR 1995) et de la comparaison allemande de la sûreté des options du cycle du combustible avec et sans retraitement, dans sa version initiale de 1983 et sa version actualisée de 1996 (Hörmann 1996).

1.2 Champ de l'étude

Les incidences radiologiques sont difficiles à évaluer parce qu'elles dépendent de nombreux facteurs : caractéristiques de l'installation, dispositions réglementaires, conditions d'exploitation, caractéristiques du site, aspects environnementaux, conditions culturelles et sociales. L'étude vise tout particulièrement à présenter une comparaison systématique des incidences radiologiques des options stockage direct (cycle ouvert) et retraitement (cycle fermé). Les cycles simplifiés choisis pour l'étude diffèrent quelque peu des cycles du combustible réels, mais les résultats numériques ne doivent pas être interprétés en termes absolus. Ces cycles simplifiés sont cependant complets et suffisamment détaillés pour permettre des comparaisons réalistes (voir Figure 1). Les paramètres et conditions retenus pour l'étude sont les suivants :

- Réacteur REP (filiale à eau sous pression) de 1 000 MWe, combustible caractérisé par un taux de combustion d'environ 40 GWj/tML.

- Option stockage direct sans retraitement (cycle ouvert) :
 - tous les déchets et tout le combustible usé sont stockés.
- Option retraitement (cycle fermé) :
 - tout le combustible UO_2 irradié est recyclé ;
 - tout le plutonium issu du retraitement du combustible UO_2 irradié est recyclé une seule fois sous forme de MOX ;
 - l'uranium séparé lors du retraitement n'est pas réutilisé ;
 - tous les déchets et le combustible MOX irradié sont stockés.

Il convient de souligner que l'étude se fonde sur les technologies et les pratiques utilisées aujourd'hui dans les installations sélectionnées du cycle du combustible. Les analyses des incidences radioactifs sont basées sur le système actuel de protection radiologique reconnu au niveau international, qui est décrit au Chapitre 2.

Seules les conditions de fonctionnement normales ont été prises en compte. On a estimé que l'analyse des accidents n'entrait pas dans le champ de l'étude.

La quantité d'électricité produite a été retenue comme base commune de comparaison. Les rejets gazeux et liquides dans l'atmosphère et le milieu marin se rapportent donc à une unité d'électricité produite (1 GWa). Toutefois, il est à noter que dans la réalité, rejets et doses ne sont pas corrélés uniquement avec la production d'électricité. Les doses professionnelles, par exemple, dépendent aussi de la conception et de l'âge de l'installation, ainsi que de l'ampleur des travaux de maintenance.

Afin de faciliter une comparaison systématique des résultats, un modèle générique et des paramètres communs sont utilisés pour l'évaluation des incidences radiologiques. Les rejets radioactifs réels des installations représentatives de l'état actuelle de la technologie sont utilisés dans toute la mesure du possible de façon que les résultats reflètent les pratiques actuelles. En l'absence de valeurs de rejets réels, les informations nécessaires sont obtenues par évaluation des données contenues dans la littérature. Le Chapitre 3 décrit en détail les rejets de chaque étape du cycle du combustible considéré. Les résultats, qui donnent le niveau de l'activité rejetée, sont exprimés en gigabecquerels (GBq).

Les incidences radiologiques sont évaluées en termes de doses individuelles et de doses collectives. L'accent est mis sur les doses au public mais les doses aux travailleurs sont aussi présentées. Le rapport donne aussi un bref aperçu de l'incidence radiologique sur l'environnement, qui s'appuie essentiellement sur les travaux réalisés et publiés par d'autres organisations internationales. Comme dans d'autres études similaires, la comparaison des options de gestion du combustible usé, précédemment définies, se fonde principalement sur les doses collectives calculées en adoptant une troncature à 500 ans. Ce choix, dont les raisons sont explicitées dans les Chapitres 2 et 5, est compatible avec les *Recommandations 1990 de la Commission internationale de protection radiologique* contenues dans la Publication n° 60 (CIPR 1991).

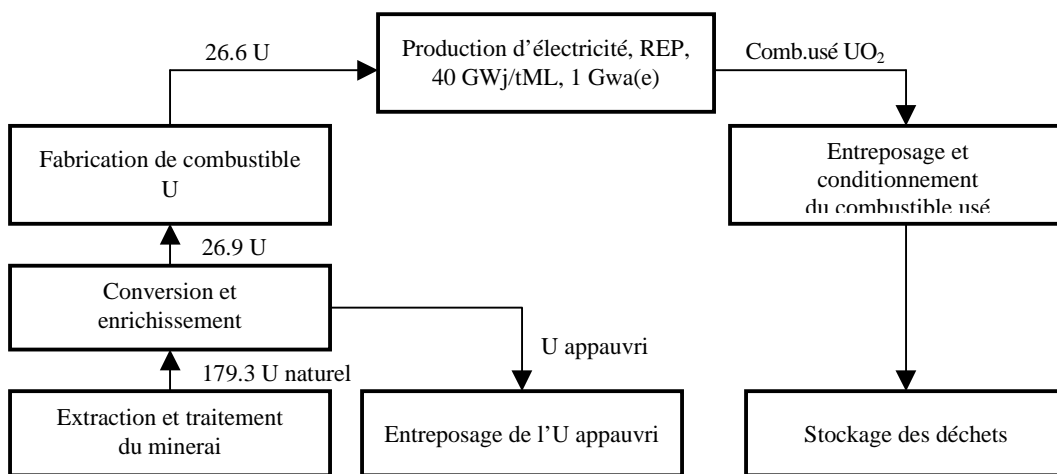
Le retraitement et le recyclage de l'uranium permettent de produire davantage d'énergie à partir d'une même quantité initiale d'uranium. Vu sous un autre angle, cela revient à dire qu'il est possible de produire la même quantité d'énergie en limitant les opérations d'extraction et de traitement du minerai quand on recycle le plutonium. Les volumes de combustible indiqués sur la Figure 1 sont rapportés, ou normalisés, à la production d'électricité. Le schéma des flux de combustible pour l'option stockage direct sans retraitement montre que pour produire 1 GWa, il faut extraire et traiter 179,3 t d'uranium naturel. Le schéma des flux de combustible pour l'option retraitement montre que ce volume peut être ramené à 141,7 t si l'on recycle le plutonium issu du retraitement dans du combustible MOX.

Les options de gestion du combustible représentées sur la Figure 1 ne correspondent pas à des cycles complets. Dans les deux cas, l'entreposage temporaire d'uranium appauvri (normalement sous

forme d'UF₆) doit être suivi d'autres étapes en vue de son utilisation ultérieure (pour un futur enrichissement, par exemple) ou de son stockage définitif après conditionnement. L'uranium séparé lors du retraitement peut être ou est utilisé pour un nouvel enrichissement ou comme combustible nucléaire mais l'incidence de ce type d'utilisation n'a pas été examinée dans l'étude.

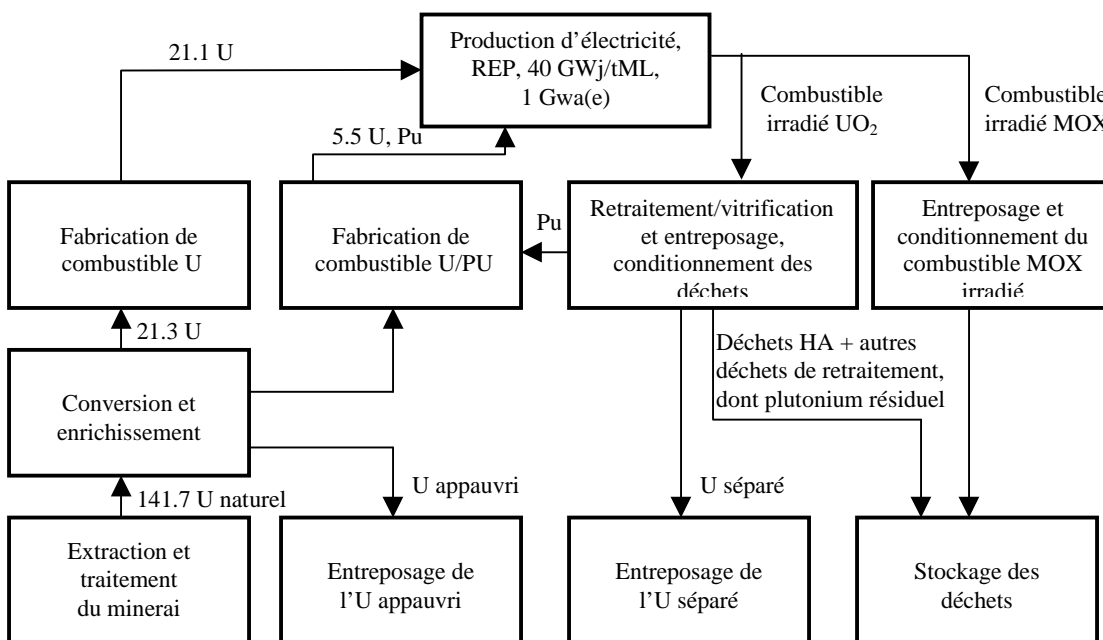
Figure 1. Cycles de référence et schéma des flux de combustible utilisés pour l'étude
(Adaptation de l'étude de Hörmann, 1996)

Option stockage direct (cycle ouvert)



Les quantités de combustible sont données en tML/GW.an

Option retraitement (cycle fermé)



Les quantités de combustible sont données en tML/GWa

2. PRINCIPES DE RADIOPROTECTION

2.1 Introduction

Les rayonnements ionisants peuvent avoir des incidences sur la santé, dont le plus grave, aux doses qui nous intéressent dans le présent rapport, est le cancer mortel. La Commission internationale de protection radiologique (CIPR), un organisme non gouvernemental formé d'experts, rédige des recommandations relatives à la protection de la population contre les effets nocifs des rayonnements ionisants. Les dernières recommandations de la CIPR dans ce domaine remontent à la Publication 60 de 1991 (CIPR, 1991). Les autorités réglementaires compétentes au niveau national ont élaboré des réglementations s'inspirant des grandes lignes des recommandations de la CIPR.

L'étude présentée dans le présent rapport est fondée sur les recommandations contenues dans la publication 60 de la CIPR ; en outre, les valeurs recommandées par la CIPR sont utilisées bien qu'on assiste actuellement dans le monde à un débat sur l'applicabilité des approches et hypothèses fondamentales retenues. Des réserves ont été formulées sur deux points en particulier :

- (i) dans quelle mesure la protection radiologique doit s'appuyer sur l'hypothèse d'une relation dose-réponse linéaire sans seuil ; et
- (ii) la notion de dose collective, surtout lorsqu'elle se rapporte à la somme d'un très grand nombre de doses minimales sur de longues périodes.

L'intérêt de l'emploi du concept de dose collective réside dans sa commodité comme outil de comparaison des deux options sur des critères dosimétriques. Néanmoins les auteurs sont parfaitement conscients des limites et des inconvénients possibles de son utilisation, et en particulier des fortes incertitudes associées à son interprétation en termes absolus et non relatifs. Aux faibles doses individuelles prises comme hypothèse dans cette étude, l'extrapolation de la nocivité pour la santé d'une dose présente de larges incertitudes. Même si ces incertitudes sont moins préoccupantes lorsque les doses collectives sont utilisées à titre de comparaison, on peut mettre en doute leur validité comme mesure absolue de la nocivité.

Une analyse détaillée des principes fondamentaux de la radioprotection ainsi qu'une description de l'état des connaissances dans ce domaine n'entrent pas dans le cadre du présent rapport et de ses objectifs, mais un résumé des principales caractéristiques du système de radioprotection sera utile pour éclairer le débat.

2.2 Recommandations de la CIPR

Comme l'indique la CIPR, l'objectif premier de la protection radiologique est d'assurer un niveau de protection adéquat pour l'homme, sans pénaliser indûment des pratiques bénéfiques même si elles entraînent une exposition aux rayonnements. Compte tenu des grandes incertitudes scientifiques inhérentes à l'évaluation des risques, surtout à des doses faibles, cet objectif a été appliqué aux recommandations et réglementations de manière prudente en prenant pour hypothèse une relation linéaire sans seuil. Selon cette hypothèse qui est à la base des recommandations de la CIPR, en cas de faibles

augmentations de la dose au-dessus de la dose imputable à des sources de radioactivité naturelle, le risque croît proportionnellement à la dose, sans seuil. Ainsi, les normes et les recommandations sont définies en cherchant à limiter par tous les moyens raisonnables les risques pour la santé mais non en tentant complètement de les éliminer. Il est difficile de déterminer si de faibles doses de rayonnement ont des effets sur la santé; c'est là une question controversée, du moins dans une certaine mesure.

Les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants (directive CE 1996), qui sont obligatoires dans l'Union européenne, ainsi que les Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants, qui sont publiées sous l'égide d'un certain nombre d'organisations internationales, et principalement de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA 1996), ont été établies sur la base des recommandations de la CIPR.

Il y a deux catégories de doses d'irradiation : la première qui se mesure en sievert (Sv), est la dose individuelle¹. Comme le sievert est une dose élevée, on utilise en général le millisievert (mSv), c'est-à-dire un millième de sievert, ou encore le micro-sievert (μ Sv), soit un millionième de sievert. Suivant l'hypothèse de la relation « linéaire sans seuil », les rayonnements ionisants ont un effet sur la santé d'un individu directement proportionnel à la dose reçue. La seconde catégorie, c'est-à-dire la dose collective, est la somme des doses reçues par l'ensemble des individus d'une population exposée. Cette dose collective s'exprime en hommesieverts (hommeSv). On peut ainsi démontrer, en partant de l'hypothèse linéaire sans seuil, que le nombre d'incidences sanitaires radio-induits à retardement (dans ce contexte, le nombre des cancers mortels, habituellement) dans une population exposée est proportionnel à la dose collective.

Il est relativement facile d'évaluer la dose collective reçue par des travailleurs. En revanche, l'estimation des doses collectives reçues par des personnes du public et leur signification peut soulever des problèmes. Par exemple, la dose collective reçue par une population exposée du public en général est souvent le résultat d'une somme de très petites doses individuelles reçues par un très grand nombre de personnes. Étant donné que cette étude ne porte que sur l'exploitation normale, les doses individuelles résultantes, surtout en ce qui concerne la population, sont très faibles et nettement inférieures aux doses annuelles consécutives à la radioactivité naturelle (à l'échelle de la planète, la dose individuelle moyenne annuelle due à la radioactivité naturelle est de 2,4 mSv selon UNSCEAR 1996). De plus, le calcul des doses collectives est relativement sensible aux variations des hypothèses et à la définition des caractéristiques de la population et des limites temporelles.

Le système de protection radiologique distingue deux grandes catégories de situations : pratiques et interventions. Les pratiques sont des activités humaines qui augmentent l'exposition d'individus qui reçoivent déjà des doses de rayonnement. Les industries qui rejettent des radionucléides dans l'environnement sont des pratiques dans la mesure où, par leur activité, elles amènent certains individus à recevoir des doses supérieures à celles qu'ils recevraient de sources naturelles. Les pratiques se caractérisent par le fait qu'elles sont délibérément entreprises pour les avantages qu'elles apportent. Les avantages en question doivent être suffisants pour compenser non seulement les coûts et les autres inconvénients engendrés par ces pratiques, mais aussi le détriment causé par l'exposition qui leur est attribuable. Les dispositions prises pour maîtriser les doses engendrées par ces pratiques sont planifiées et appliquées à la source d'exposition. Les interventions sont des activités humaines destinées à réduire les doses reçues ou susceptibles d'être reçues par des individus du fait de situations existantes qui ne sont pas le résultat d'un choix. Les interventions réduisent les doses engendrées par des situations jugées insatisfaisantes sous l'angle de la radioprotection. La production d'électricité par

1. Dans le présent rapport, le terme « dose » s'entend de la dose efficace telle qu'elle est définie dans la Publication 60 de la CIPR.

des centrales nucléaires est une pratique à laquelle s'applique le système de protection correspondant. C'est pourquoi, le reste du présent chapitre est consacré à ce système.

Le système de protection radiologique recommandé par la CIPR pour les pratiques en cours et envisagées repose sur les principes suivants :

- (i) Aucune pratique impliquant des expositions au rayonnement ne doit être adoptée à moins qu'elle n'apporte un avantage suffisant aux individus exposés ou à la société qui contrebalance le détriment radiologique qu'elle induit. La décision sur la justification ou non d'une pratique fait probablement intervenir des facteurs qui dépassent très nettement la simple protection radiologique.
- (ii) Pour toute source associée à une pratique, le niveau des doses individuelles, le nombre des personnes exposées, ainsi que la probabilité de subir des expositions quand ces dernières ne sont pas certaines d'être reçues, doivent être maintenus aussi bas qu'il est raisonnablement possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Cette procédure devrait être réalisée sous la contrainte de restrictions sur les doses individuelles (contraintes de dose) ou sur les risques courus par les individus en cas d'expositions potentielles (contraintes de risque) afin de limiter les iniquités susceptibles de résulter des jugements économiques et sociaux associés à la pratique (l'optimisation de la protection).
- (iii) L'exposition des individus qui résulte de la combinaison des pratiques impliquées doit être soumise à des limites de dose ou à une certaine maîtrise du risque dans le cas des expositions potentielles. Ces limites ont pour but d'assurer qu'aucun individu n'est exposé à des risques radiologiques jugés inacceptables dans le cadre de ces pratiques dans des circonstances normales. Toutes les sources ne sont pas susceptibles d'être maîtrisées par des actions au niveau de la source et il est donc nécessaire de spécifier les sources qui doivent être prises en compte avant de fixer une limite de dose. (Les limites de doses et les risques individuels).

Les expositions professionnelles sont celles reçues dans le cadre du travail du fait de situations qui peuvent être raisonnablement considérées comme relevant des responsables des opérations. L'exposition du public englobe toutes les expositions autres que l'exposition professionnelle et l'exposition médicale provenant de sources sous contrôle réglementaire. Le présent rapport s'intéresse aux expositions des travailleurs et de la population.

L'optimisation de la protection est un processus destiné d'une manière générale à s'assurer que les ressources déployées pour réduire le détriment radiologique, c'est-à-dire réduire les doses individuelles et collectives, ne sont pas disproportionnées par rapport aux avantages obtenus. Il convient lorsque l'on optimise la protection de s'assurer que tous les aspects pertinents du détriment radiologique sont pris en considération. Ainsi, il se peut qu'une des solutions envisageables pour la gestion des effluents radioactifs liquides consiste à les traiter afin d'en extraire une partie du contenu en radionucléides avant de les rejeter dans l'environnement. Les radionucléides ainsi extraits devront être entreposés et éventuellement stockés ; ainsi les doses reçues par les travailleurs et les personnes du public par suite de ces opérations seront des facteurs qui influenceront sur la décision d'optimisation. Les procédures d'optimisation de la protection sont diverses. Beaucoup d'entre elles impliquent la mise en balance de la réduction du nombre des incidences sanitaires que l'on peut obtenir dans la population exposée et des ressources requises pour ce faire. On est parvenu au niveau optimal de la protection radiologique lorsque l'on atteint le stade où toute réduction supplémentaire des incidences sanitaires se ferait au prix d'un déploiement de ressources tout à fait disproportionné.

Reste le principe du respect des limites de doses. Ces limites ne sont pas les mêmes pour les personnes du public et pour les travailleurs. La principale limite de dose pour les personnes du public est de 1 mSv/a. Elle concerne la dose totale provenant de toutes les sources contrôlées par le système de protection instauré pour les pratiques : en sont exclues les expositions médicales et les expositions à la radioactivité naturelle. Pour l'exposition professionnelle, la CIPR recommande une limite de dose de 20 mSv/a, répartie sur une période de cinq ans, sachant que la dose effective ne doit pas dépasser 50 mSv/a. Ces chiffres s'appliquent à la somme des expositions reçues dans le cadre du travail, consécutivement à des situations dont on peut raisonnablement attribuer la responsabilité à la direction de l'exploitation. Pour les expositions du public et les expositions professionnelles, il y a des limites supplémentaires pour les doses au cristallin et à la peau et, s'agissant des expositions professionnelles seulement, pour les doses aux mains et aux pieds. On trouvera dans le Tableau 1 les limites de dose recommandées au niveau international.

Tableau 1. **Limites de dose recommandées par la CIPR**

Application	Limites de dose	
	Professionnelle	Public
Dose efficace	20 mSv/a, moyennés sur des périodes de 5 ans	1 mSv/a

Les normes et les recommandations internationales fixent des limites pour les doses individuelles ; il n'existe pas de critères correspondants pour les doses collectives. Le principal intérêt de la dose collective est de permettre de comparer des sources différentes de radioactivité pour différents choix de radioprotection pendant le processus d'optimisation de la protection radiologique.

Lorsque l'on applique des limites, il n'est pas commode d'évaluer les doses reçues par chaque individu de la population. On utilise alors la méthode du groupe critique afin de parvenir à une estimation de la dose que risque de recevoir le plus exposé des individus. Un groupe critique est un groupe de personnes du public qui, du fait de sa situation géographique et de ses habitudes, devrait recevoir les doses les plus élevées de la source en question. Ce groupe est habituellement relativement petit, ne comportant que plusieurs ou plusieurs dizaines d'individus ; la dose individuelle moyenne reçue par ce groupe est comparée à la contrainte ou à la limite.

Lorsque l'on compare des stratégies de gestion de déchets radioactifs, il importe de savoir que ce sont les différences entre celles-ci qui doivent faire l'objet de la comparaison. Néanmoins, les comparaisons peuvent être interrompues au point où les incertitudes commencent à masquer les différences entre les options étudiées.

Pour les comparaisons fondées sur la dose collective, la CIPR recommande d'agir avec prudence, surtout lorsque les doses sont projetées dans un avenir lointain. Plus précisément, la Publication n° 77 de la CIPR précise que l'estimation de la dose collective sur de longues périodes de temps se heurte au problème des incertitudes qui y sont liées. En effet, les doses individuelles et la taille des populations exposées deviennent de plus en plus incertaines avec le temps. En outre, les jugements actuels sur la relation dose-détriment peuvent ne pas être valides pour les futures populations. Il est impossible de donner des directives détaillées car certaines situations se prêtent mieux que d'autres à des prévisions plus éloignées dans le temps. Les décisions doivent être prises en fonction de chaque cas particulier. Cependant, les prévisions de doses collectives sur des périodes dépassant plusieurs milliers d'années et les prévisions d'incidences nocives sur la santé sur des périodes dépassant plusieurs centaines d'années doivent, en règle générale, être examinées d'un œil critique (CIPR 1998).

2.3 Pratiques réglementaires nationales

Conformément à la réglementation nationale, les opérateurs feront une demande de permis de construire et d'autorisation d'exploitation en fournissant des rapports d'évaluation de la sûreté circonstanciés. Ces rapports contiennent habituellement des descriptions détaillées du site et des caractéristiques de l'installation, des conditions d'exploitation, des rejets radioactifs estimés, des incidences radiologiques estimées, des modèles utilisés pour évaluer ces effets et les mesures adoptées pour se conformer aux spécifications réglementaires.

Les autorités réglementaires compétentes examinent le rapport d'évaluation de la sûreté de l'exploitant et lui délivrent un permis ou une autorisation. Le cas échéant, ces autorités peuvent assortir la délivrance de ce permis ou de cette autorisation de conditions particulières.

Lorsque, ensuite, l'installation commence à fonctionner, l'exploitant doit respecter des impératifs réglementaires et mettre en place son propre programme de surveillance afin de s'assurer que son installation est bien exploitée conformément à ceux-ci. Des organes compétents locaux ou nationaux mettent en œuvre également des programmes de surveillance indépendants.

2.4 L'environnement

La nécessité de tenir compte tout particulièrement de l'incidence que pourraient avoir les rayonnements ionisants sur l'environnement du fait des déchets radioactifs qui y sont rejetés a, pendant de longues années, été implicite dans les déclarations de par la CIPR. Dans sa Publication n° 26 (CIPR 1977), la Commission déclare que :

Bien que l'objectif principal de la protection contre les rayonnements soit la mise en œuvre et le maintien de conditions de sécurité appropriées pour les activités impliquant une exposition de l'homme, il est probable que le niveau de sécurité nécessaire pour assurer la protection de tous les individus du genre humain convient également pour protéger les autres espèces, sinon nécessairement tous les individus de ces espèces. La Commission pense donc que si l'homme est protégé de manière adéquate, il est probable que les autres êtres vivants sont également suffisamment protégés.

Plus récemment (CIPR 1991), la Commission a déclaré que bien que ses préoccupations environnementales se limitent aux transferts de radionucléides dans l'environnement, dans la mesure où ceux-ci retentissent sur la protection radiologique de l'homme :

La Commission pense que le niveau de maîtrise de l'environnement nécessaire pour protéger l'homme à un degré estimé aujourd'hui comme valable permettra aux autres espèces de ne pas être en danger. Certaines espèces animales pourraient être atteintes occasionnellement mais pas au point de mettre en danger toute l'espèce ou de créer un déséquilibre entre les espèces.

L'idée maîtresse qui sous-tend actuellement la protection de l'environnement dans le cas de polluants *non radioactifs*, repose pour une large part sur le principe que si l'on veut protéger et préserver l'homme, il faut commencer par protéger l'environnement. Il a été souligné que ce principe est à l'opposé du cadre utilisé pour la radioprotection et que jamais une série de critères relatifs à la protection de l'environnement naturel contre les effets des rayonnements ionisants n'a été adoptée au niveau international (Pentreath 1998). Certains des critères qui pourraient être envisagés dans un cadre théorique global, les conditions indispensables pour y parvenir ainsi que les incidences pratiques du point de vue de la réglementation ont récemment été étudiés (Pentreath 1998, Pentreath 1999, Woodhead 1998).

Un examen publié par l'AIEA (IAEA, 1992), conclut que l'on ne trouve pas pour l'instant, dans la littérature scientifique, de preuves convaincantes de la nocivité pour les animaux ou les plantes de

débits de doses chroniques inférieurs à 1 milligray par jour et qu'il est fort probable que si on limitait à 1 mSv/a la dose reçue par les hommes les plus exposés (le groupe critique) vivant dans une zone dont ils tirent aussi leur nourriture, les débits de doses pour les plantes et les animaux vivant dans cette même zone seraient inférieurs à 1 milligray par jour (mGy/j)¹.

Dans des travaux plus récents (UNSCEAR 1996, Woodhead 1998) il ressort de l'examen approfondi des données disponibles qu'une exposition permanente sur toute la durée de vie est peu susceptible de produire un effet significatif sur des populations sauvages de plantes terrestres et d'organismes aquatiques (vivant en eau douce, sur le littoral et en haute mer), si les doses absorbées sont inférieures à 400 $\mu\text{Gy/h}$ ou sur des animaux terrestres si les débits de dose absorbée sont inférieurs à 40 $\mu\text{Gy/h}$, quelles que soient les sources. Dans les deux cas, les limites de débits de dose provenant de la contamination concernent les individus les plus fortement exposés dans la population sachant que les débits de dose reçus en moyenne devraient être inférieurs dans la majorité des cas. Il convient également de préciser que ces débits de doses limites concernent des expositions à des rayonnements à faible TLE.

Ce sujet continue à être étudié au niveau international, en particulier dans le cadre des activités de la CIPR et de l'AIEA (par exemple IAEA 1999). Notons, toutefois, que le cadre et les critères destinés précisément à protéger l'environnement contre les rayonnements ionisants sont actuellement au stade de l'élaboration plutôt que de la mise en œuvre. C'est pourquoi la publication 60 de la CIPR (1991) citée plus haut a encore servi de base à ce document.

1. Il est généralement impropre d'utiliser le sievert comme unité pour les espèces autres que l'homme pour lesquelles il faut utiliser le gray (Gy).

3. INSTALLATIONS DU CYCLE DU COMBUSTIBLE ET REJETS RADIOACTIFS

3.1 Extraction et traitement de l'uranium

Chaque fois que possible, les données des installations d'Europe occidentale ont été exploitées parce qu'elles sont généralement exhaustives et qu'elles entrent directement dans le champ de l'étude. L'extraction et le traitement de l'uranium constituent l'exception parce qu'il n'existait pas de site approprié en Europe occidentale.

L'uranium est le combustible utilisé dans presque tous les réacteurs en service. Il est présent dans l'écorce terrestre à de faibles concentrations variant en moyenne de 1 à 4 ppm (parties par million en poids), mais sa teneur peut atteindre quelques pour-cent et parfois même plus dans certains gisements

L'uranium peut être le principal constituant métallique (gisements monométalliques) ou un constituant parmi d'autres, avec en particulier le nickel, le cobalt et l'arsenic (gisements polymétalliques). En tant que produits primaires, les minerais uranifères sont généralement exploitables lorsque leur concentration dépasse plusieurs centaines de ppm alors qu'en tant que sous-produit, l'uranium peut être exploité économiquement à des concentrations d'environ une centaine de ppm, voire moins.

L'extraction du minerai d'uranium fait généralement appel aux techniques souterraines ou à ciel ouvert. Par rapport aux techniques souterraines, l'exploitation à ciel ouvert produit plus de déchets à cause des gros volumes de roche manipulés. Une troisième technique d'extraction, la lixiviation *in situ*, est moins répandue (13 % de la production mondiale d'uranium) à cause des conditions spécifiques qu'elle exige. Dans les techniques d'exploitation souterraine et à ciel ouvert, l'uranium est extrait du minerai, après broyage et concassage, dans une usine de traitement qui met en œuvre des traitements chimiques adaptés aux caractéristiques du minerai à traiter. Le concentré d'uranium produit est appelé oxyde d'uranium (U_3O_8) et contient 0,7 % d' ^{235}U , qui est l'isotope fissile de l'uranium. Suivant sa qualité, le concentré subit parfois une purification dans une raffinerie proche de l'usine de traitement avant d'être envoyé à une usine de conversion.

La radioactivité de l'uranium séparé est très faible. Les produits de filiation radioactifs, dont le ^{230}Th qui est le principal radionucléide à vie longue (sa période radioactive est de 77 000 ans), sont laissés avec les résidus de traitement des minerais. Ils peuvent aussi contenir des éléments toxiques stables comme l'arsenic ou le nickel, entre autres. Après stabilisation et divers traitements techniques, les résidus sont stockés à proximité de la mine dans des barrages spécialement aménagés, des mines à ciel ouvert qui ne sont plus exploitées ou dans des bassins à digue annulaire.

Rejets d'installations spéciales

Pendant l'extraction et le traitement, des particules et des gaz radioactifs sont constamment rejetés dans l'air et dans l'eau en très faibles quantités. La ventilation destinée à réduire l'inhalation de radionucléides et les mesures de protection radiologique contre l'irradiation externe sont des éléments essentiels de toute activité d'exploitation minière, en particulier dans les mines souterraines. L'eau de ruissellement des usines de traitement peut contenir des radionucléides et doit, donc, être soumise à une gestion très stricte. Elle est généralement confinée sur le site et n'est rejetée qu'après traitement. Des radionucléides dissous peuvent être entraînés des résidus de traitement et des stériles dans les

eaux souterraines. Les résidus de traitement secs peuvent être à l'origine d'une dispersion atmosphérique d'activité directement par libération de poussière contaminée ou indirectement par contamination des eaux de surface.

Les résidus de traitement stockés peuvent libérer du radon pendant une longue période. Les taux d'émanation de radon varient considérablement selon la teneur en minerai du matériau source, les caractéristiques de l'installation de stockage et le programme de réaménagement du site. Les stockages sont normalement maintenus humides et couverts si bien que les risques sont minimes.

Les rejets de l'étape d'extraction et de traitement ne proviennent généralement pas d'une source ponctuelle bien définie et surveillée, ce qui complique la définition du terme source. Les activités d'extraction et de traitement s'effectuent sur des zones étendues. Alors que les poussières et les gaz sont rejetés par les cheminées utilisées pour ventiler les galeries souterraines et que les rejets de particules émanant d'installations plus « confinées » puissent être maîtrisés par filtration, l'exploitation de l'uranium à ciel ouvert ne se prête généralement pas à un contrôle des rejets. La mise en œuvre de pratiques de gestion appropriées pour réduire au minimum les émanations de poussières et de gaz s'impose d'autant plus sur les sites d'extraction et de traitement.

Dans le rapport de l'UNSCEAR de 1993, le taux d'émanation du radon provenant de résidus de traitement non recouverts est supposé fluctuer entre 10 et 300 Bq m⁻² s⁻¹. Après une période de surveillance active, les mesures prises sont supposées ramener le taux d'émission moyen du radon à 3 Bq m⁻² s⁻¹.

Dans une étude récente effectuée par SENES Consultants (SENES 1998), huit grandes installations de production d'uranium ont été interrogées au sujet des futures émanations de radon provenant de leurs résidus de traitement après réaménagement du site minier. Le taux moyen d'émanation de radon est estimé à une valeur variant entre 0 et 7 Bq m⁻² s⁻¹ pour ces sites.

Le ²¹⁰Pb et le ²¹⁰Po sont les autres radionucléides de la série radioactive qui ont une importance potentielle en liaison avec les résidus de traitement abandonnés. Ils peuvent s'accumuler à proximité de la mine et être une source d'exposition de l'homme par le biais de la chaîne alimentaire. La lixiviation éventuelle de ²²⁶Ra dans les eaux souterraines est un autre exemple de chemin critique potentiel qui peut engendrer des doses de rayonnement dans un lointain futur.

Le fond naturel de rayonnement est habituellement élevé dans l'environnement des mines à cause de l'uranium contenu dans le minerai. Il est donc difficile de distinguer les rejets et les expositions dus à l'exploitation minière et le bruit de fond.

Installation d'extraction et de traitement de référence et rejets génériques

Les données utilisées pour les calculs génériques proviennent du rapport UNSCEAR de 1993 et de quatre installations modernes d'extraction et de traitement (les mines de Key Lake et de Cluff Lake au Canada et les mines de Ranger et d'Olympic Dam en Australie). Sur la base de ces données, il a été estimé que les résidus de traitement de l'uranium occupaient une superficie de 100 ha et émettaient du ²²²Rn à un taux moyen initial de 3 Bq m⁻² s⁻¹. Les émanations pourraient se poursuivre à ce taux pendant de nombreuses années mais comme, au fur et à mesure de l'exploitation, de nouvelles couches de résidus viennent recouvrir les précédentes, le taux d'émission de ces dernières s'en trouve réduit. Des mesures de protection sont prises progressivement et, au terme de l'exploitation, des mesures de réaménagement efficaces (couverture solide ou liquide) sont prises pour ramener les émanations de radon à un niveau quasiment nul.

Dans le cadre de l'étude, les rejets de ²²²Rn ont été rapportés à 1 GWa d'électricité en formulant l'hypothèse que les résidus de traitement correspondants couvrent 1 ha (UNSCEAR 1993). On a également postulé que les résidus de production d'uranium obtenus pour produire 1 GWa seront recouverts par

d'autres résidus et que le tas lui-même sera finalement recouvert d'une couche de matière inerte supprimant quasiment les émanations de radon. Il a donc semblé raisonnable de postuler que les résidus de traitement engendrés par la production d'1 GWa relâcheraient du ^{222}Rn pendant une période de 10 à 15 ans.

On ne peut pas exclure totalement la possibilité de rejets sur une période plus longue en cas de mauvaise gestion des résidus de traitement et il se peut que les rejets s'accroissent de plusieurs ordres de grandeur au cours d'un stockage de longue durée. L'incertitude liée aux rejets susceptibles de se produire après l'arrêt de l'exploitation est déterminante dans l'étude, et ce point mérite donc d'être approfondi. Le rapport SENES avance (sur la base des projets de réaménagement des sites) un taux d'émanation de radon égal à zéro pour les mines de Key Lake et de Ranger, à environ $0,2 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ pour la mine d'Olympic Dam et à $7 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ pour la mine de Cluff Lake après fermeture et déclassement. Sur la base de l'expérience actuelle, il est permis de douter de la possibilité d'une absence totale de rejets en provenance des résidus de traitement après déclassement du site. Dans le cas de résidus stockés en surface et recouverts d'une bonne couche compacte, le taux de rejet sera faible, certes, mais l'envol de poussière ou l'émanation de radon reste possible pendant plusieurs années. L'expérience de la mine à ciel ouvert de Rabbit Lake (technique subaérienne) a montré que les rejets sont si bas qu'ils ne sont pas détectables. Lorsque les résidus sont stockés dans la mine et recouverts de stériles et d'eau, le taux de rejet de radon escompté est également très faible et ne peut probablement pas être distingué du bruit de fond dans un rayon de 500 m autour de la mine. Il est généralement admis qu'une couche d'eau raisonnable (voir Annexe A) recouvrant les résidus retardera la migration du radon suffisamment longtemps pour que sa décroissance soit achevée avant qu'il atteigne l'atmosphère. Une couche de terre ne sera pas aussi efficace et ne fera qu'atténuer les émanations de radon plus ou moins selon son épaisseur, sa perméabilité et sa saturation.

Finalement, on peut considérer que le couverture des résidus de traitement sera vraisemblablement réalisée en respectant les « bonnes pratiques » et en faisant appel à des techniques modernes. C'est pourquoi l'hypothèse d'une période d'exploitation de 15 ans, suivie du démantèlement de la mine et d'un rejet nul pendant 500 ans paraît raisonnable.

Les résidus de traitement peuvent aussi libérer des radionucléides par lixiviation dans des réservoirs d'eau. Le Tableau 2 donne des concentrations caractéristiques de radionucléides dans des réservoirs proches d'installations d'extraction et de traitement d'uranium. Ces chiffres reposent sur des données canadiennes (information CCEA).

Tableau 2. Taux de rejets gazeux génériques provenant de résidus de traitement et concentrations d'activité caractéristiques dans des réservoirs d'eau douce proches de mines ou d'usines de traitement d'uranium

Radionucléide	Taux de rejets gazeux provenant de résidus de traitement¹ ($\text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	Concentrations de radionucléides dans des réservoirs d'eau douce² (Bq L^{-1})
^{222}Rn	3	
^{226}Ra		0.05
^{210}Pb		0.05
^{210}Po		0.05

1. Les résidus de traitement de l'installation générique sont supposés occuper 100 ha et le taux de rejet annuel correspond à environ $9.5 \times 10^4 \text{ GBq/a}$. Les résidus correspondant à une production d'électricité de 1 GWa ne couvrent cependant que 1 ha, ce qui explique qu'un facteur correctif de 100 soit utilisé au Chapitre 6 pour calculer les doses collectives aux personnes du public.
2. Ces données correspondent à des mesures réelles qui incluent le fond naturel de rayonnement et les radionucléides résultant des activités d'extraction et de traitement.

3.2 Conversion, enrichissement et fabrication du combustible

Conversion du concentré d'uranium en UF₆

Le concentré d'uranium obtenu après extraction et traitement du minerai est converti en hexafluorure d'uranium (UF₆), qui est à l'état solide à température ambiante et qui se prête donc au stockage et au transport, en vue de l'étape ultérieure de l'enrichissement. Le concentré est purifié par filtration et extraction par solvants. Le composé d'uranium purifié subit plusieurs traitements chimiques pour être transformé en UF₆ qui est stocké sous forme solide dans des cuves à condensation.

Les opérations de filtration et d'extraction par solvants sont les principales sources de rejets radioactifs dans une usine de conversion. La filtration produit des « gâteaux » qui contiennent des impuretés insolubles ainsi que de l'uranium et des radionucléides à l'état de traces. Les gâteaux de filtration sont évacués conformément aux réglementations nationales. L'extraction par solvants produit des effluents de raffinage qui contiennent, eux aussi, de l'uranium et d'autres radionucléides à l'état de traces. Ces effluents sont neutralisés et rejetés conformément à la réglementation.

Il y a plusieurs installations de conversion en service dans les pays Membres de l'AEN. L'usine de BNFL à Springfields au Royaume-Uni, qui convertit le concentré d'uranium en UF₆, entre autres activités, a été choisie comme installation de référence parce que des données exhaustives sur les rejets y sont disponibles. La plupart des effluents liquides radioactifs rejetés à Springfields proviennent de cette activité de conversion. En prenant les données de rejet de l'ensemble du site pour caractériser les rejets résultant du traitement de conversion, on adopte l'hypothèse la plus défavorable. Les effluents gazeux dus à l'installation de conversion sont minimes par rapport aux effluents liquides produits à Springfields : les données montrent que les rejets (principalement sous forme d'activité alpha due à l'uranium naturel) ont atteint environ 0,7 GBq en 1995 et en 1996 et 0,3 GBq en 1997. Les rejets des usines de Malvesi et de Pierrelatte en France sont similaires (voir Annexe A)

Tableau 3. Rejets annuels de l'usine de conversion d'uranium de Springfields (Production en 1997 : 7 000 t d'UO₂)

Radionucléide	Rejets annuels (GBq/a)	
	Gazeux	Liquides
²³⁰ Th-	Néant	5.2 × 10 ⁻¹
²³² Th-	Néant	1.4
²³⁴ Th*	Néant	7.2 × 10 ⁴
^{234m} Pa*	Néant	7.2 × 10 ⁴
²³⁴ U	5.7 × 10 ⁻¹	5.5 × 10 ¹

* Sur la base des rejets de rayonnements β total supposés contenir 50 % de ²³⁴Th et 50 % de ^{234m}Pa.

Les rejets des étapes de conversion, d'enrichissement et de fabrication du combustible ne sont rapportés à la production d'électricité que dans le scénario générique.

Enrichissement de l'uranium

Deux procédés principaux, qui mettent tous deux en œuvre l'UF₆, sont couramment utilisés depuis de nombreuses années pour enrichir l'uranium : la diffusion gazeuse et l'ultracentrifugation. Ces deux technologies ont fait la preuve de leur validité technique et de leur sûreté dans le cycle du combustible nucléaire. L'expérience d'exploitation est bonne, ces procédés n'engendrant que de faibles doses professionnelles et ne libérant que de très faibles quantités de substances radioactives

dans l'environnement. Le danger majeur des installations d'enrichissement, en particulier pour les travailleurs, est le relâchement accidentel d'hexafluorure d'uranium chimiquement toxique. La prévention des fuites d'hexafluorure d'uranium et la protection des travailleurs contre ses effets toxiques et ses produits de décomposition est donc d'une importance primordiale.

L'usine d'enrichissement par diffusion gazeuse d'EURODIF à Tricastin (France) a été choisie comme usine de référence pour cette étude parce qu'on dispose d'une véritable expérience industrielle de cette grande installation depuis de nombreuses années. Pour des raisons similaires, c'est l'usine d'enrichissement URENCO de Gronau en Allemagne qui a servi d'usine de référence pour le procédé d'ultracentrifugation.

L'uranium appauvri séparé lors de l'opération d'enrichissement est stocké provisoirement. Dans quelques pays, une petite quantité d'uranium appauvri est utilisée actuellement pour fabriquer le combustible MOX. Un certain nombre de pays considèrent que la conversion d'UF₆ appauvri en un élément chimique stable facilitera son évacuation.

De très faibles quantités d'uranium provenant de l'opération d'enrichissement et des circuits auxiliaires des usines de diffusion gazeuse sont rejetés dans l'atmosphère. En 1997, les rejets gazeux d'EURODIF se sont élevés à 3,3 kg d'U représentant une activité alpha totale de 0,16 GBq. Les rejets liquides proviennent des opérations de nettoyage et des installations auxiliaires. En général, ils sont aussi faibles que les rejets gazeux. En 1997, les rejets liquides d'EURODIF n'ont été que de $9,4 \times 10^{-3}$ GBq d'uranium. Le Tableau 4 indique le niveau des rejets d'effluents gazeux et liquides d'EURODIF.

Les rejets radioactifs des usines d'enrichissement par ultracentrifugation sont très faibles, voire inférieurs à ceux des usines d'enrichissement par diffusion gazeuse. L'Annexe A donne un exemple de ces niveaux de rejet pour l'usine URENCO.

Tableau 4. **Rejets de l'usine d'enrichissement EURODIF
(Production en 1997 : 8 500 t d'U)**

Radionucléide	Effluents gazeux		Effluents liquides	
	kg	GBq	kg	GBq
²³⁴ U	5.0×10^{-4}	1.2×10^{-1}	2.4×10^{-5}	5.5×10^{-3}
²³⁵ U	5.6×10^{-2}	4.5×10^{-3}	2.9×10^{-3}	2.0×10^{-4}
²³⁸ U	3.3	4.1×10^{-2}	0.29	308×10^{-3}
Total	3.3	1.6×10^{-1}	0.29	9.4×10^{-3}

Fabrication du combustible UO₂

Il existe plusieurs usines de fabrication de combustibles pour réacteurs à eau sous pression dans les pays Membres de l'AEN. L'usine de Romans de la Franco-belge de fabrication du combustible (FBFC) a été choisie comme usine de référence pour l'étape de la fabrication du combustible compte tenu de son niveau technologique, de sa durée de service et des exigences réglementaires compatibles avec celles applicables aux usines de fabrication de combustible MOX. Elle a traité 650 tML en 1997, ce qui correspond à une production d'électricité de 154,5 TWh (17,7 GWa) sur la base d'un taux de combustion moyen de 30 GWj/t.

L'usine de Romans utilise un procédé par voie sèche pour transformer l'UF₆ en poudre d'UO₂. Ce procédé présente l'avantage de réduire les rejets liquides et gazeux dans l'environnement. Les

procédés par voie humide produisent eux aussi peu d'effluents mais le volume des déchets résultant du traitement des effluents est beaucoup plus élevé.

La poudre d'oxyde d'uranium est comprimée en petites pastilles cylindriques qui sont ensuite frittées, puis usinées à leur forme définitive. La matière fissile possède alors les caractéristiques dimensionnelles et les propriétés chimiques qui la rende apte à être utilisée comme combustible nucléaire. Les pastilles sont ensuite introduites dans des tubes en zircaloy qui sont scellés à leurs deux extrémités pour former des « crayons ». Les crayons sont glissés dans une structure à laquelle on adapte un embout supérieur pour former un assemblage combustible (264 crayons par assemblage dans le réacteur de la centrale nucléaire de référence). Après inspection, l'assemblage combustible complet est prêt à être livré aux centrales nucléaires.

Dans cette étude, on a utilisé les données normalisées de 1997 par gigawattannée pour les rejets liquides et gazeux. Le Tableau 5 indique les rejets d'effluents gazeux et liquides de l'usine de Romans en 1997.

Tableau 5. **Rejets de l'usine de fabrication de combustible UO₂ de Romans (1997)**

Radionucléide	Activité rejetée (GBq/a)		Activité rejetée (GBq/GWa)	
	Effluents gazeux	Effluents liquides	Effluents gazeux	Effluents liquides
²³⁴ U	1.3×10^{-2}	2.2	7.6×10^{-4}	1.2×10^{-1}
²³⁵ U	5.2×10^{-4}	8.4×10^{-2}	3.0×10^{-5}	4.8×10^{-3}
²³⁸ U	2.3×10^{-3}	3.6×10^{-1}	1.3×10^{-4}	2.0×10^{-2}

Le radon résulte indirectement de la décroissance naturelle de l'uranium. Le procédé qui consiste à transformer le minerai d'uranium (U₃O₈) en oxyde d'uranium (UO₂) en plusieurs étapes aboutit cependant à éliminer tous les produits de désintégration de l'uranium, y compris le radium qui est le précurseur immédiat du radon. Ainsi, du fait de l'élimination du radium et des très longues périodes radioactives de l'uranium et de plusieurs de ses produits de filiation qui précèdent le radon dans la chaîne de désintégration, le combustible nucléaire ne contient pas de radium et n'émet donc pas de radon. Cela vaut aussi pour l'étape de l'enrichissement.

Fabrication du combustible MOX

Il existe trois grandes usines de fabrication de combustible MOX en service dans les pays Membres de l'AEN. L'usine MELOX a été choisie comme usine de référence. Elle est entrée en service en 1995 et a produit 100,3 tML en 1997, ce qui correspond à une production d'électricité de 2,7 GWa sur la base d'un taux de combustion moyen de 30 GWj/t. Il est prévu de porter sa production à 210 tML en 2000.

L'oxyde de plutonium PuO₂, l'oxyde d'uranium appauvri UO₂ et les rebuts recyclables sous forme d'oxydes d'uranium et de plutonium (U-Pu)O₂ sont mélangés pour parvenir à la teneur en plutonium souhaitée. La poudre mixte est obtenue par broyage, puis homogénéisée avant de subir un traitement identique à celui de la poudre servant à fabriquer le combustible à base d'oxyde d'uranium. À l'usine MELOX, les rejets liquides et gazeux sont réduits parce que la poudre d'oxyde de plutonium provient de l'usine de retraitement et la poudre d'oxyde d'uranium appauvri de l'usine d'enrichissement d'uranium.

Les rejets gazeux et liquides de l'usine MELOX de fabrication de combustible MOX sont en dessous du seuil de détection mais ils sont estimés à environ 0,01 GBq/GWa.

Rejets génériques liés à la conversion, à l'enrichissement et à la fabrication du combustible

Les calculs génériques ont porté sur les rejets cumulés des étapes de conversion, d'enrichissement et de fabrication du combustible. La majeure partie des rejets est imputable à l'étape de la conversion du concentré d'uranium en hexafluorure. Le Tableau 6 donne l'évaluation des rejets annuels. Ils ont été corrélés à la production d'électricité sur la base d'un taux de combustion de 40 GWj/t.

Tableau 6. **Rejets génériques des étapes de conversion, d'enrichissement et de fabrication du combustible**

(Nota : La part imputable à l'enrichissement et à la fabrication est négligeable.)

Radionucléide	Rejets annuels (GBq/a)		Rejets annuels normalisés (GBq/GWa)	
	Effluents gazeux	Effluents liquides	Effluents gazeux	Effluents liquides
²³⁰ Th	Néant	5.2x10 ¹	Néant	1.5
²³² Th	Néant	1.1	Néant	3.1 × 10 ⁻²
²³⁴ Th*	Néant	1.4x10 ⁵	Néant	4.1 × 10 ³
²³⁴ U	5.7 × 10 ⁻¹	5.5 × 10 ¹	1.6 × 10 ⁻²	1.6

* Les rejets de thorium et de protactinium ont été additionnés en supposant que les rejets de bêta total comprennent 50 % de ²³⁴Th et 50 % de ^{234m}Pa.

3.3 Production d'électricité

Quelque 345 tranches nucléaires étaient en exploitation dans les pays Membres de l'OCDE en 1998. La filière la plus répandue en Europe occidentale étant la filière à eau sous pression (REP), c'est elle qui a été retenue pour l'étude. Un nombre croissant de réacteurs consomment du combustible MOX et cette tendance devrait se poursuivre. Les rejets radioactifs dépendent de la spécificité du site, des caractéristiques de la centrale et des réglementations nationales. Les réacteurs REP français ont été choisis comme référence parce que l'expérience d'exploitation de ces réacteurs est grande, y compris avec du combustible MOX. La tranche n° 1 de Saint-Laurent est la première de la série à avoir reçu un chargement de combustible MOX en 1987. Neuf tranches françaises ont été alimentées en combustible MOX en 1996 et 17 en 1999. L'expérience française permet en outre de comparer les rejets radioactifs de centrales de même conception dont certaines consomment du combustible MOX et d'autres non.

La teneur moyenne en plutonium du combustible MOX est limitée à 5,3 %. À l'équilibre, les assemblages combustibles MOX représentent environ 30 % du nombre total des assemblages combustibles constituant le cœur du réacteur.

Rejets caractéristiques

La comparaison des rejets radioactifs présentée à l'Annexe A démontre que l'utilisation du combustible MOX n'a pas modifié le niveau des rejets radioactifs ni leur composition isotopique. Les données normalisées de rejets par gigawattannée pour 1996 se réfèrent dans cette étude aux rejets d'effluents liquides et gazeux radioactifs du palier 900 MWe. Le Tableau 7 indique les rejets normalisés d'effluents liquides et gazeux.

Tableau 7. Rejets des réacteurs REP français en 1996 (par unité d'électricité produite, 1 GWa)

	Palier 900 MWe (GBq/GWa)	Palier 1 300 MWe (GBq/GWa)
Effluents liquides		
ΣR.E*	2.5	1.3
Tritium	1.4×10^4	1.71×10^4
Effluents gazeux		
Gaz		$< 7.7 \times 10^3$
Halogènes et aérosols		$< 7.8 \times 10^{-2}$

* Somme des émetteurs γ identifiés.

Il est à noter que les rejets de ^{14}C des réacteurs français ne sont pas mesurés systématiquement mais dans un nombre limité de centrales. La valeur retenue pour l'étude est de 0,2 TBq/GWa. En moyenne, les rejets d'effluents gazeux des réacteurs REP allemands sont estimés à 0,1 TBq/GWa. Les rejets de ^{14}C dans les effluents liquides sont supposés ne représenter qu'un pourcentage très faible des rejets totaux de ^{14}C (environ 5 %).

Centrale de référence et rejets génériques

Les rejets annuels d'une tranche REP standard de 1 300 MWe ont été calculés d'après des données françaises (Deprés 1999) et ils sont récapitulés au Tableau 8. D'après les informations disponibles, l'étude postule qu'il n'y a pas de différence sensible entre les rejets des réacteurs consommant de l' UO_2 et ceux consommant du MOX.

Tableau 8. Rejets annuels génériques d'un REP

Radionucléide	Rejets annuels (GBq/a)		Rejets annuels normalisés* (GBq/GWa)	
	Effluents gazeux	Effluents liquides	Effluents gazeux	Effluents liquides
^3H	9.0×10^2	1.8×10^4	8.4×10^2	1.6×10^4
^{14}C	2.2×10^2	1.6×10^1	2.0×10^2	1.5×10^1
^{41}Ar	3.5×10^1	Néant	3.3×10^1	Néant
^{54}Mn	Néant	1.5×10^{-2}	Néant	1.4×10^{-2}
^{58}Co	1.7×10^{-4}	3.7×10^{-1}	1.6×10^{-4}	3.4×10^{-1}
^{60}Co	6.5×10^{-6}	1.7×10^{-1}	6.1×10^{-6}	1.5×10^{-1}
^{63}Ni	Néant	4.0×10^{-1}	Néant	3.7×10^{-1}
^{85}Kr	6.5	Néant	6.1	Néant
^{88}Kr	2.3×10^{-1}	Néant	2.2×10^{-1}	Néant
$^{110}\text{Ag}^m$	Néant	9.5×10^{-2}	Néant	8.9×10^{-2}
^{124}Sb	Néant	5.0×10^{-2}	Néant	4.7×10^{-2}
^{131}I	1.6×10^{-2}	1.5×10^{-2}	1.5×10^{-2}	1.4×10^{-2}
^{133}I	2.0×10^{-3}	Néant	1.9×10^{-3}	Néant
^{133}Xe	5.0	Néant	4.7	Néant
^{134}Cs	Néant	6.0×10^{-2}	Néant	5.6×10^{-2}
^{137}Cs	Néant	1.8×10^{-1}	Néant	1.6×10^{-1}

* Les rejets ont été normalisés sur la base d'une production d'électricité de 1,07 Gwa.

3.4 Entreposage et conditionnement du combustible usé

Installations d'entreposage des assemblages de combustible usé

Les assemblages combustibles usés sont stockés sur le site du réacteur ou en dehors, dans des usines de retraitement ou dans des centres de stockage séparés. Étant donné qu'il n'existe à l'heure actuelle aucun site de stockage définitif de combustible usé ou de déchets de haute activité en exploitation dans le monde et que seule une fraction de ce combustible est retraitée, la majeure partie du combustible usé produite à ce jour est entreposée. À l'heure actuelle, le volume de combustible usé ainsi stocké est estimé à 100 000 tML. L'entreposage doit donc être reconnu aujourd'hui et dans le futur comme une étape importante du cycle du combustible nucléaire.

Il est courant d'entreposer le combustible déchargé du réacteur dans des piscines sur des sites éloignés du réacteur. Cette pratique fait partie des procédures d'exploitation du réacteur et est couverte par le permis d'exploitation correspondant. La radioexposition du personnel de la centrale et les rejets entrent dans le cadre de l'autorisation d'exploitation de la centrale nucléaire et sont donc comptabilisés au chapitre correspondant. Il en va de même mutatis mutandis des grandes piscines de stockage installées dans les usines de retraitement et les rejets déclarés concernent l'ensemble du site.

Plusieurs pays pratiquent le stockage à distance du réacteur soit sous eau en piscine, soit à sec dans des fûts de béton, des « châteaux » métalliques ou des casemates de béton.

Les piscines de stockage d'assemblages usées de la filière à eau légère installées dans le centre de stockage souterrain CLAB en Suède et dans le dépôt proche de la centrale nucléaire d'Olkiluoto en Finlande sont des exemples de stockage sous eau à distance du réacteur. Lorsqu'il est devenu manifeste qu'il faudrait stocker de gros volumes de vieux combustible usé moins calogène pendant de longues périodes, diverses formes de stockage à sec ont été mises au point. On peut distinguer sommairement trois formes de stockage à sec : les châteaux métalliques, les fûts de béton et les casemates de béton. L'Annexe A donne une vue d'ensemble des capacités de stockage à distance du réacteur ainsi que des techniques de stockage à sec et de leur mise en œuvre.

Rejets

Rejets des installations de stockage en piscine à distance du réacteur

L'expérience d'exploitation des piscines de stockage d'Olkiluoto (Finlande) et de CLAB (Suède) montre que les rejets de substances radioactives dans l'environnement sont très faibles. Des données ventilées par type de nucléide sur les rejets d'effluents gazeux et liquides de CLAB sont disponibles pour l'année 1996 (voir Annexe A).

Pour la comparaison des différentes stratégies du cycle du combustible, l'incidence radiologique sur le public des rejets des installations de stockage à sec à distance du réacteur est négligeable.

En raison de l'épuration continue de l'eau de la piscine, les résines échangeuses d'ions usagées, dont le principal contaminant est le ^{60}Co , doivent être traitées en vue de leur entreposage et de leur stockage.

Rejets des installations de stockage à sec à distance du réacteur

Les installations de stockage à sec en châteaux métalliques n'engendrent pas des rejets de substances radioactives nécessitant un contrôle. Dans le cadre de la procédure d'autorisation des installations allemandes d'Ahaus et de Gorleben, il a été procédé à une évaluation de l'activation

potentielle de l'air, de la poussière, de l'humidité et des matériaux de construction due à la très faible émission neutronique des châteaux. Les résultats de cette évaluation ont confirmé qu'aucune précaution particulière ne s'imposait à cet égard.

Pour l'installation d'entreposage à sec des assemblages combustibles de VVER (filiale russe de réacteur sous pression) à Paks en Hongrie, les rejets radioactifs de référence ont été évalués dans le dossier de sûreté (voir Annexe A).

En résumé, les installations de stockage à sec d'assemblages combustibles usés ne provoquent pas ou très peu de rejets de substances radioactives dans l'environnement. Cette étape du cycle n'a donc aucune influence sur la comparaison des stratégies du cycle du combustible.

Conditionnement des assemblages combustibles usés en vue de leur stockage définitif

Les assemblages combustibles usés qui ne sont pas retraités (l' UO_2 dans l'option stockage direct sans retraitement (cycle ouvert) et le MOX dans l'option retraitement (cycle fermé) doivent être conditionnés à l'issue de leur entreposage sous eau ou à sec en vue de leur stockage définitif. Cette étape n'a pas encore été réalisée parce qu'aucun dépôt profond n'est opérationnel et que les conteneurs destinés au stockage définitif des assemblages combustibles usés dans des formations géologiques profondes en sont encore au stade du développement. Différents modes de conditionnement ont été proposés et sont en cours de développement. La procédure la plus facile (dont la mise en œuvre est proposée dans les programmes nationaux, probablement les plus avancés, d'évacuation du combustible usé reposant notamment sur le concept de l'installation suédoise KBS-3) consiste simplement à placer les assemblages combustibles complets dans des conteneurs qui se prêtent au stockage. D'autres techniques consistent à démonter le faisceau combustible pour séparer les crayons, les compacter ou les découper afin de réduire la longueur du conteneur de stockage.

Lorsque les assemblages irradiés sont placés tels quels dans des conteneurs, les rejets radioactifs devraient être nuls ou minimes. En cas de compactage des crayons, il y a un risque de dégradation de la gaine combustible et, par conséquent, de relâchement de radionucléides volatils. Enfin, pendant les opérations de découpage des crayons, on peut envisager un relâchement de ^{85}Kr , de 3H et de ^{129}I accompagné de petites quantités d'aérosols radioactifs.

Dans le dossier de sûreté de l'usine pilote de conditionnement allemande établi en 1987, les données de rejets sont indiquées comme limites supérieures dans la demande d'autorisation (voir Annexe A). Cette étape de la gestion du combustible ne devrait pas contribuer de manière significative à la présente étude.

3.5 Retraitement et vitrification

Trois usines de retraitement du combustible REP sont en exploitation : La Hague en France, Thorp à Sellafield au Royaume-Uni et Tokai-mura au Japon. Une usine plus ancienne, conçue pour retraiter le combustible MAGNOX, est implantée sur le site de Sellafield. L'usine de Tokai-mura fonctionne à l'échelle semi-industrielle. Une grande usine est en cours de construction à Rokkasho-mura au Japon. L'usine de La Hague est celle qui présente les caractéristiques les plus intéressantes pour cette étude : longue expérience d'exploitation stable et technologie moderne. Elle a donc été choisie comme usine de référence.

L'usine de La Hague comprend deux unités principales : UP2, qui est entrée en service en 1966, a été rééquipée avec les dernières technologies et a été réouverte avec une capacité accrue en 1994, et

UP3, qui est entrée en service en 1990. L'usine de La Hague a retraité au total 1 670 tML sous forme de combustible usé en 1997, ce qui correspond à une production d'électricité de 397 TWh (45,3 GWh) sur la base d'un taux de combustion moyen de 30 GWj/t d'U.

L'assemblage combustible usé est découpé mécaniquement en petits morceaux et traité chimiquement afin de séparer l'uranium, le plutonium et les déchets. L'uranium et le plutonium récupérés sont transformés en oxydes. Les déchets liquides de haute activité sont traités et conditionnés sous une forme stable. Les usines de retraitement disposent de capacités de stockage tampon pour le combustible usé et d'entreposage pour les produits vitrifiés et les autres déchets. Les effluents gazeux et liquides sont rejetés après traitement et mesure de leur radioactivité.

L'uranium séparé est stocké provisoirement en vue de son utilisation future comme matière de base pour l'enrichissement. Une partie de cet uranium a déjà été recyclée. L'uranium séparé pourrait remplacer l'uranium appauvri dans la fabrication du combustible MOX. Cette possibilité n'est pas spécifiquement prise en compte dans cette étude.

Usine de retraitement de référence et rejets génériques

Les rejets liquides et gazeux de l'usine de La Hague (Cogema 1998a, b) en 1997 ont été rapportés à 1 GWh afin de définir les rejets génériques indiqués au Tableau 9. Comme les données originales ne font pas apparaître, le calcul a été effectué sur la base d'un taux de combustion de 30 GWj/tML au lieu de 40 GWj/tML qui est le taux généralement utilisé dans cette étude. On suppose que cela ne devrait pas avoir d'incidence sur le résultat final parce qu'un taux de combustion plus élevé signifie que l'on extrait davantage d'énergie du combustible mais aussi que l'inventaire des radionucléides est supérieur.

Les données incluent les rejets associés à des opérations de l'usine de retraitement, comme le conditionnement de l'uranium et du plutonium sous forme d'oxydes, le traitement et le conditionnement des déchets, ainsi que les rejets correspondant au stockage du combustible usé, de l'uranium séparé et des déchets sur le site de retraitement.

3.6 Déclassement et démantèlement des installations nucléaires

À la fin de leur durée de vie, les installations nucléaires seront démantelées et déclassées, et le site pourra être décontaminé avant sa libération inconditionnelle. Par rapport à l'option stockage direct, le cycle MOX nécessite des installations de retraitement et de fabrication de combustible supplémentaires. Les déchets radioactifs résultant des opérations de démantèlement et de déclassement sont gérés conformément aux réglementations nationales.

Un certain nombre d'installations nucléaires ont été démantelées et déclassées dans les pays Membres de l'AEN. L'expérience montre que les déchets et les rejets radioactifs engendrés à ce stade sont très faibles par rapport à ceux produits pendant la phase d'exploitation. Les centrales modernes sont conçues en fonction de leur futur démantèlement, si bien que leurs rejets devraient être encore plus faibles que ceux des anciennes installations. On a donc postulé dans cette étude que les rejets d'effluents liquides et gazeux des activités de démantèlement étaient négligeables.

Tableau 9. Rejets génériques d'une usine de retraitement

Radionucléides	Rejets d'activité annuels (GBq/GWa(e))	
	Effluents liquides	Effluents liquides
³ H	2.6×10^5	1.7×10^3
¹⁴ C	2.1×10^2	3.8×10^2
⁵⁴ Mn	1.1	
⁵⁷ Co	3.0×10^{-2}	
⁵⁸ Co	3.6×10^{-1}	
⁶⁰ Co	1.1×10^1	
⁶³ Ni	2.9	
⁶⁵ Zn	3.7×10^{-2}	
⁸⁵ Kr		6.6×10^6
⁸⁹ Sr	8.2×10^{-1}	
⁹⁰ Sr/Y	8.2×10^1	
⁹⁵ Zr/Nb	8.7×10^{-3}	
⁹⁹ Tc	2.9	
¹⁰⁶ Ru/Rh	4.3×10^2	7.2×10^{-4}
¹²⁵ Sb	3.0×10^1	
¹²⁹ I	3.6×10^1	3.7×10^{-1}
¹³¹ I*		2.6×10^{-2}
¹³³ I*		6.9×10^{-3}
¹³⁴ Cs	4.6	
¹³⁷ Cs	5.4×10^1	1.3×10^{-6}
¹⁴⁴ Ce/Pr	6.5×10^{-2}	
¹⁵⁴ Eu	9.0×10^{-2}	
U	1.4×10^{-1}	
²³⁸ Pu	2.1×10^{-1}	1.7×10^{-7}
^{239/240} Pu	1.1×10^{-1}	1.3×10^{-7}
²⁴¹ Pu	4.6	
²⁴¹ Am	1.3×10^{-1}	
²⁴⁴ Cm	5.4×10^{-2}	

* Ces radionucléides résultent de la fission spontanée du curium.

3.7 Stockage des déchets solides

Il existe en gros deux catégories de déchets radioactifs : les déchets de faible activité et les déchets de haute activité. Les déchets faiblement radioactifs contiennent de petites quantités de radionucléides à vie courte. Parfois, ces déchets contiennent des quantités plus élevées de radioactivité ou des radionucléides à vie plus longue ; on parle alors de déchets de moyenne activité. La plupart des déchets des installations nucléaires sont des déchets faiblement radioactifs. Les déchets de haute activité contiennent de grandes quantités de radionucléides à vie longue. Les déchets vitrifiés des usines de retraitement et les combustibles usés (UO₂ ou MOX) conditionnés sont des déchets très radioactifs. Ces déchets représentent plus de 99 % de toute la radioactivité produite au cours du cycle du combustible mais leur volume est très faible. Les déchets issus de la fabrication du combustible MOX nécessitent une gestion à long terme similaire à celle des déchets de haute activité en raison de leur contamination par le plutonium.

Tous les déchets produits aux différentes étapes du cycle du combustible, hormis l'extraction et le traitement du minerai, sont classés par niveau de contamination ou par nature de déchet et conditionnés sur le site de production de façon à faciliter leur gestion ultérieure dans le respect des réglementations nationales. Les déchets radioactifs produits lors de l'extraction et du traitement du minerai d'uranium sont éliminés *in situ*, comme il est indiqué au paragraphe 3.1.

Les déchets de faible activité et les déchets de moyenne activité à vie courte peuvent être stockés dans des structures en surface et subsurface. Pour les déchets de haute activité, l'option privilégiée actuellement par les experts est le stockage en formation géologique profonde. Le stockage des déchets solides vise soit à assurer un confinement absolu pendant la période de décroissance radioactive, soit à différer des rejets éventuels dans un lointain futur et à les répartir sur une longue période.

Rejets

L'étude ne prend pas en considération d'éventuels rejets provenant des dépôts de déchets de faible et de moyenne activité, pas plus que l'incidence d'éventuels rejets différés provenant des déchets de haute activité ou du combustible usé (UO₂ ou MOX). La raison de ce choix est qu'il est fort probable qu'un confinement absolu sera assuré pendant la période (500 ans) retenue pour calculer les doses collectives engendrées par les différentes étapes du cycle du combustible.

L'option privilégiée pour l'évacuation des déchets de haute activité, y compris du combustible usé, consiste à les stocker dans des dépôts profonds aménagés dans différents types de formations géologiques. Plusieurs programmes de création de dépôts profonds sont en cours dans les pays Membres de l'AEN. Les études génériques ont montré que le confinement à long terme des déchets radioactifs à vie longue est faisable (NEA 2000).

Les dépôts de déchets de haute activité ou de combustible usé sont généralement conçus en respectant le principe des « barrières multiples » qui s'applique aux barrières de sécurité aussi bien naturelles qu'ouvrées. Les barrières ouvrées sont généralement la matrice du déchet, le conteneur, ainsi que le matériau de remblayage des cavités de stockage, des galeries et des puits. La barrière naturelle la plus importante est le milieu hôte qui protège les structures du dépôt et retient efficacement la plupart des radionucléides.

Dans l'hypothèse d'une évolution normale des barrières naturelles et ouvrées et d'une absence d'intrusion humaine, les radionucléides contenus dans le dépôt ont suffisamment de temps pour décroître à des niveaux très bas avant de migrer dans le milieu hôte. Les rejets éventuels seraient ainsi échelonnés sur une très longue période. En particulier, les différents mécanismes de rétention physiques et chimiques retardent la migration des radionucléides dans les différentes formations géologiques candidates pour accueillir des dépôts souterrains. Par conséquent les inventaires radioactifs et la composition relative des radionucléides évolueront au cours de la migration des déchets dans la géosphère. Cependant les inventaires qui atteindront finalement la biosphère ne seront pas sensiblement différents pour les deux options considérées. De plus les concentrations correspondant aux rejets potentiels dans la biosphère seraient nettement inférieures à celles associées aux autres étapes du cycle du combustible étudiées. C'est pourquoi nous avons estimé inutile dans le cadre de cette étude de prendre en considération les rejets des dépôts souterrains.

Tableau 10. **Caractéristiques de la production et du stockage des déchets solides**

	Option stockage direct	Option retraitement
Extraction et traitement du minerai	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets contaminés par U • Radioactivité faible mais vie longue • Gros volume 	<ul style="list-style-type: none"> • Idem option SD mais environ 20 % de moins
Conversion	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets contaminés par U • Radioactivité faible mais vie longue • Petit volume- 	<ul style="list-style-type: none"> • Idem option SD mais environ 20 % de moins
Enrichissement	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets contaminés par U • Radioactivité faible mais vie longue • Petit volume • (UF₆ appauvri) 	<ul style="list-style-type: none"> • Idem option SD mais environ 20 % de moins
Fabrication du combustible	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets contaminés par U • Radioactivité faible mais vie longue • Petit volume 	<ul style="list-style-type: none"> • Idem pour déchets contaminés par U, mais environ 20 % de moins • Déchets contaminés par du plutonium: volume faible
Production d'électricité	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets contaminés par PF et PA • DFA et DMA • Combustible usé (UO₂) 	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets : idem option SD • Combustible usé : 25 % de l'option SD (uniquement MOX)
Retraitement	<ul style="list-style-type: none"> • Néant 	<ul style="list-style-type: none"> • DHA vitrifiés • DFA et DMA contaminés par du plutonium: faible volume • (oxyde d'uranium séparé)
Déclassement et démantèlement	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets contaminés par U, PF et PA • Faible activité principalement • Gros volume 	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets contaminés par U, PF et PA : idem option SD • DFA contaminés par du plutonium: petit volume • Grand nombre d'installations à démanteler; plus de déchets
Caractéristiques	<ul style="list-style-type: none"> • Gros volume de déchets d'extraction et de traitement • Combustible usé • Une seule option d'évacuation pour le combustible usé 	<ul style="list-style-type: none"> • Volume inférieur de 20 % • Combustible usé MOX et DHA • Déchets contaminés par PU • Options d'évacuation sur mesure pour déchets à vie longue (DHA et combustible usé)

DFA : Déchets de faible activité.
DHA : Déchets de haute activité.
DMA : Déchets de moyenne activité.
PA : Produits d'activation.
PF : Produits de fission.

3.8 Transport

Le transport des matières radioactives est une activité essentielle du cycle du combustible nucléaire. Il obéit à des réglementations nationales et internationales qui reposent sur le règlement de transport des matières radioactives de l'AIEA. Le transport des matières radioactives du cycle du combustible concerne les produits suivants : uranium naturel, uranium enrichi, plutonium, assemblages de combustible neuf, assemblages de combustible utilisé et déchets conditionnés.

Au niveau du transport, les matières nucléaires du cycle du combustible peuvent être classées en deux grandes catégories : les matières non irradiées et les matières irradiées. La première catégorie comprend principalement les concentrés d'uranium, l'hexafluorure d'uranium UF_6 , l'oxyde d'uranium UO_2 et le combustible neuf. Cette catégorie est commune aux deux options (stockage direct et retraitement), mais les volumes en jeu peuvent être différents. La deuxième catégorie comprend le combustible utilisé déchargé des réacteurs et les déchets radioactifs issus du retraitement du combustible et du conditionnement des déchets. Dans l'option stockage direct sans retraitement, tout le combustible utilisé est envoyé pour entreposage dans des installations de conditionnement qui sont communes aux deux cycles. Dans l'option retraitement, une partie du combustible utilisé (non MOX) est envoyée à l'usine de retraitement. De là, le plutonium récupéré est envoyé à l'usine de fabrication du combustible et les déchets vitrifiés de haute activité sont acheminés au site de stockage.

Toutes les matières transportées sont conditionnées dans des conteneurs scellés. Les matières non irradiées comme le concentré d'uranium et l' UO_2 sont transportées dans des conteneurs industriels (des fûts, en général) et les assemblages de combustible neuf dans des conteneurs en acier. Des conteneurs en acier sont utilisés pour l' UF_6 qui est chimiquement plus dangereux. Le combustible utilisé des REP est essentiellement transporté dans des « châteaux » spéciaux. Les déchets destinés à être transportés sont principalement conditionnés dans des fûts qui sont ensuite logés dans des châteaux.

Étant donné la rigueur des règlements et des normes qui prescrivent de soumettre les conteneurs à des épreuves très sévères en vraie grandeur, ces conteneurs devraient conserver leur intégrité et leur étanchéité au cours du transport quelles que soient les circonstances. Par conséquent, les activités de transport sont supposées ne pas engendrer de rejets radioactifs et l'exposition externe des travailleurs et du public due au transport de matières radioactives n'est pas élevée, comme l'indique le Chapitre 4.

4. ESTIMATION DES DOSES REÇUES PAR LES TRAVAILLEURS

Dans le cadre de cet ouvrage, les doses reçues par les travailleurs sont tirées des expositions mesurées sur leur lieu de travail. Les chiffres sont basées sur les informations publiées par les exploitants, les autorités nationales et les organisations internationales, sauf en ce qui concerne l'évacuation des déchets radioactifs pour lesquels il s'agit d'estimations.

Il convient de signaler que, dans ce chapitre, les doses collectives correspondent à la somme pour l'ensemble des travailleurs (et dans le cas du transport pour l'ensemble des populations exposées) de toutes les doses efficaces annuelles (externes et internes).

Les doses reçues par les travailleurs ont été estimées dans cette étude sur une base annuelle et ont été rapportées à la dose correspondant à la production de 1 Gwa. L'estimation principale a été calculée dans le cadre de ces travaux pour l'option stockage direct sans retraitement (cycle ouvert) sachant que l'option retraitement permet d'utiliser 20 % de moins d'uranium que le cycle ouvert. Ainsi, les doses aux travailleurs correspondant à l'option retraitement ont été calculées en réduisant les doses associées au cycle ouvert de 20 % dans tous les cas, sauf pour la fabrication du combustible et la production d'électricité. Dans ces deux derniers cas, il ressort de l'expérience française et étrangère que l'utilisation de combustible MOX n'a pas d'incidence sur les doses professionnelles.

4.1 Extraction et traitement du minerai

Sont reportées sur le Tableau 11 les expositions aux rayonnements gamma et aux descendants du radon des travailleurs de deux installations canadiennes, Key Lake et Cluff Lake. La dose collective annuelle pour 1997 s'est élevée à 1,8 hommeSv.

Tableau 11. Doses reçues par des travailleurs exposés dans des installations canadiennes

Installation	Année	Nombre de travailleurs exposés	Dose moyenne γ (mSv)	Dose γ maximale (mSv)	Exposition moyenne aux descendants du Rn (mSv)	Exposition maximale aux descendants du Rn (mSv)
Key Lake	1997	369	0.40	4.0	0.65	2.1
Cluff Lake	1997	308	2.5	17	2.0	2.6

Production de la mine : 6 000 t/a d' U_3O_8 pour Key Lake; 1 964 t/a d'U pour Cluff Lake.

On peut voir sur le Tableau 12 les expositions totales auxquelles ont été soumises les travailleurs dans les mines australiennes de Ranger et d'Olympic Dam en 1996 et 1997. La dose collective pour l'ensemble des travailleurs des mines australiennes s'est élevée à 1,7 hommeSv. Les données ne se rapportent qu'aux mines. Les chiffres relatifs à l'extraction et au traitement du minerai à Olympic Dam sont donnés pour 1999.

Tableau 12. **Doses collectives annuelles reçues par les travailleurs exposés dans des mines australiennes (Exposition totale)**

Installation	Année	Nombre	Dose totale moyenne (mSv)	Dose totale max (mSv)
Mine d'Olympic Dam	1997	421	3.0	9.6
Mine de Ranger	1997	149	3.8	10.0
Mine d'Olympic Dam	1999	777	2.5	9.2
Usine d'Olympic Dam	1999	504	1.0	4.6

Production de la mine : 1 740 t d'oxyde d'uranium en 1998 pour Olympic Dam; 4 178 t/a d'U pour la mine de Ranger.

On peut voir sur le Tableau 13 la dose collective annuelle correspondant à l'extraction et au traitement du minerai, estimée d'après les chiffres ci-dessus par gigawattannée d'électricité produite.

Tableau 13. **Doses collectives annuelles reçues par les travailleurs au cours des opérations d'extraction et de traitement du minerai (1997)**

Installation	Dose collective (γ) (hommeSv)	Dose collective (α) (hommeSv)	Dose collective totale (hommeSv)	Dose collective totale (hommeSv/Gwa)*
Key Lake	0.15	0.24	0.39	0.02
Cluff Lake	0.78	0.62	1.4	0.16
Olympic Dam	–	–	1.26	0.18
Ranger	–	–	0.45	0.02

* Rapportée à la production et 210 t d'uranium par gigawattannée (UNSCEAR –1993).

4.2 Conversion, enrichissement et fabrication de combustible

Conversion de concentré d'uranium en hexafluorure d'uranium

En 1997, la dose collective due à l'exposition externe s'est élevée à 0,48 hommeSv pour les 419 travailleurs suivis (ceux dont la dose dépassait le niveau détectable) des usines de conversion de Comurhex à Malvesi et Pierrelatte. La dose individuelle moyenne était de 1,1 mSv/a. Normalisée à l'électricité produite, la dose professionnelle déclarée a été de 0,02 hommeSv/GWa (EUR 1995). Ce chiffre a été adopté comme valeur de référence pour l'option du stockage direct, la valeur correspondant pour le cycle avec retraitement étant de 0,016 hommeSv/GWa.

En exploitant les statistiques de dose annuelle présentée au Comité de sûreté nucléaire du site de BNFL Springfields. On peut se faire une idée de l'éventail des doses de rayonnement reçues par les travailleurs participant au processus mis en œuvre dans l'installation de BNFL à Springfields. Pour les principaux groupes d'employés concernés, la dose individuelle moyenne s'est élevée à 1,5 mSv au cours d'une année type récente (1996). Aucun travailleur n'a reçu individuellement de dose supérieure à 10 mSv. La dose collective a avoisiné 0,3 hommeSv (0,008 hommeSv/GWa).

Enrichissement de l'uranium

Diffusion gazeuse

Les doses reçues par les travailleurs dans les usines de diffusion gazeuse sont très petites en raison de la faible radioactivité de l'uranium et du fait que l' UF_6 est parfaitement confiné pendant toutes les étapes du procédé. Selon des données d'EURODIF, aucun des 1 600 travailleurs n'a reçu de dose individuelle supérieure à 1,5 mSv sur un an, et la dose collective a été de 0,019 hommeSv.

Un facteur de $1,4 \times 10^2$ a été utilisé dans le Chapitre 6 du *rapport ExternE Externalities of Energy* (EUR 1995) pour normaliser la dose collective reçue par les travailleurs dans l'usine d'enrichissement d'EURODIF (0,005 hommeSv/a normalisé à 7×10^5 hommeSv/GWa). Nous avons utilisé ce même facteur dans cette étude pour obtenir les doses professionnelles de 4×10^4 hommeSv/GWa et 3×10^4 hommeSv/GWa correspondant à l'option stockage direct et à l'option retraitement respectivement.

Installations d'enrichissement par centrifugation

Les doses d'irradiation reçues par les travailleurs dans les installations d'enrichissement par centrifugation sont également très faibles. Les données se rapportant à Capenhurst et Gronau montrent qu'en moyenne les doses individuelles reçues par les travailleurs soumis à un suivi radiologique varient de 0,2 à moins de 0,1 mSv/a. La dose collective à Gronau (capacité nominale de 1 800 t d'UTS/a) a été inférieure en 1994 à 0,001 hommeSv pour une capacité réelle de 760 t d'UTS (Hörmann 1996). Sur cette base, on calcule les doses collectives normalisées suivantes : $2,3 \times 10^4$ hommeSv/GWa, pour l'option stockage direct et $1,9 \times 10^4$ hommeSv/GWa pour l'option retraitement.

Fabrication du combustible

Fabrication d' UO_2

D'après les doses individuelles mesurées en 1997 et le nombre des travailleurs à l'usine de Romans de la FBFC, la dose individuelle moyenne reçue par les travailleurs dans cette installation s'élève à 0,15 mSv/a, la dose collective normalisée étant de $6,6 \times 10^3$ hommeSv/GWa.

Fabrication de MOX

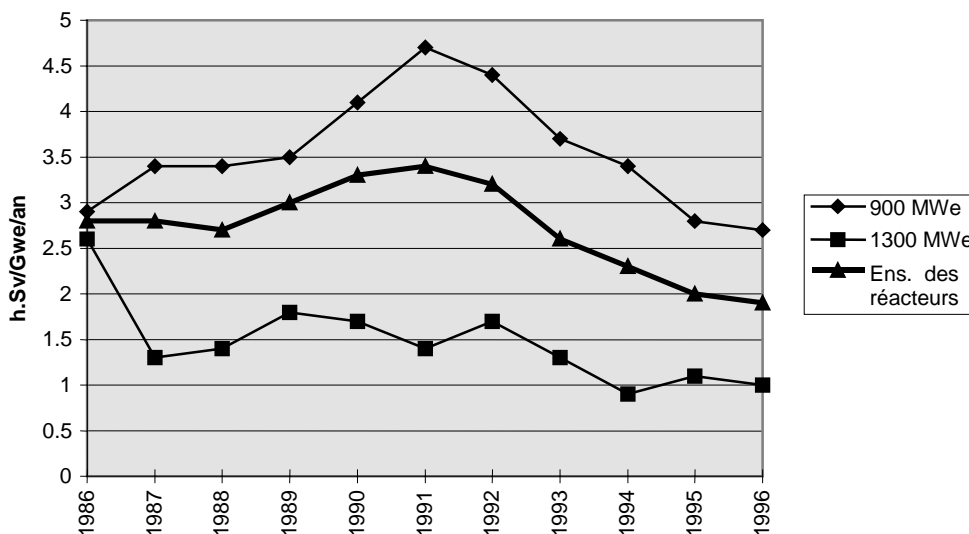
D'après la dose collective mesurée pour les travailleurs (MELOX et sous-traitants) en 1997 (1,2 hommeSv) et le nombre des travailleurs, la dose individuelle moyenne s'élève à 0,53 mSv/a, la dose collective normalisée étant de 0,43 hommeSv/GWa.

4.3 Production d'électricité

L'exposition des travailleurs dépend essentiellement du type de réacteur, du type de maintenance, de la fréquence des rechargements et des pratiques de radioprotection (EDF 1996, EDF 1997). L'AEN a estimé, en utilisant la base de données ISOE (AEN 1996a) les doses collectives moyennes pendant la période 1994-1996. Elle a ainsi obtenu les résultats suivants : 1,46 hommeSv par réacteur, 1,43 hommeSv/GWe installé et 2,7 hommeSv/GWa produit (0,31 hommeSv/TWh), pour des réacteurs dont la puissance installée varie de 800 à 1 400 MWe. On trouvera dans l'Annexe A les résultats détaillés.

La Figure 2 donne les doses cumulées pour les réacteurs français rapportées à la production d'énergie. En 1996, la dose normalisée était de 2,7 hommeSv/GWa pour les réacteurs de 900 MWe, de 1,0 hommeSv/GWa pour les réacteurs de 1 300 MWe et de 1,9 hommeSv/GWa tous réacteurs confondus (EDF 1996).

Figure 2. Évolutions de la dose collective normalisée reçue par les travailleurs dans les réacteurs français



4.4 Entreposage et conditionnement du combustible utilisé

Installations d'entreposage en piscine

Étant donné que les installations d'entreposage sous eau et à sec indépendantes sont dans la plupart des cas étroitement liées à d'autres installations nucléaires situées à proximité, comme les centrales nucléaires ou les installations de traitement des déchets, les doses professionnelles données couvrent les fonctions de services du personnel dans ces installations connexes. Ainsi, la dose d'environ 1 hommeSv par réacteur et année reçue par les travailleurs de la centrale nucléaire d'Olkiluoto est due en grande partie à la maintenance du réacteur lui-même pendant les arrêts annuels. Seule une petite partie de la totalité de cette dose peut être imputée aux opérations d'entreposage. Pour l'installation CLAB, les doses professionnelles de 1986 à 1996 ont varié entre 0,05 et 0,14 hommeSv/a selon l'importance des opérations de maintenance réalisées. En supposant que la quantité moyenne de combustible nucléaire utilisé qui est manipulée et chargée dans cette installation est de 250 t/a, et 25 t/GWa, les doses professionnelles se situeront approximativement entre 0,005 et 0,014 hommeSv/GWa.

Installations d'entreposage à sec

L'expérience de l'entreposage à sec d'assemblages irradiés est pour l'instant insuffisante pour permettre d'en déduire des données fiables sur les doses professionnelles. Seul un petit nombre de châteaux de transport ont été transférés dans les centres d'entreposage d'Ahaus et de Gorleben. Les doses individuelles reçues par le personnel de ces installations sont très faibles. La dose collective annuelle a été évaluée à 0,0013 hommeSv pour Ahaus. Selon des études récentes (Hörmann, 1996) on a estimé à 0,011 hommeSv/GWa la dose collective attribuable à l'entreposage à sec de châteaux à l'échelle industrielle pour la manipulation chaque année de 34 châteaux CASTOR-V-19 contenant environ 10 tML chacun.

Conditionnement du combustible usé

Si l'on se base sur le concept allemand d'installation de conditionnement pilote équipée d'une cellule chaude blindée où les barreaux combustible peuvent être compactés et découpés en pièces d'un mètre de long environ, on estime que la dose collective s'élèverait à 0,026 hommeSv/GWa dans une installation industrielle.

Dans l'étude finlandaise d'impact sur l'environnement (Posiva 1999) réalisée pour choisir le site d'implantation d'une installation de conditionnement et de stockage du combustible usé, la dose annuelle totale reçue par le personnel de cette installation est estimée à $1,24 \times 10^{-1}$ hommeSv. Sur l'ensemble de cette dose, 90 % sont dus aux opérations de manutention réalisées sur les châteaux de transport du combustible usé lorsqu'ils sont réceptionnés dans l'installation de conditionnement. On suppose qu'au cours de certaines manipulations qui interviennent à ce stade, les travailleurs peuvent être soumis pendant de courtes périodes à des doses externes de 2 mSv/h. La capacité annuelle de conditionnement supposée de cette installation est de 184 t d'U de combustible usé provenant de réacteurs à eau bouillante (REB), correspondant en gros à une production d'électricité nette de 5,5 GW/a, soit une dose professionnelle normalisée de $2,3 \times 10^{-2}$ hommeSv/GWa. En fait dans la pratique, la dose professionnelle devrait être nettement inférieure.

4.5 Retraitement et vitrification

On peut voir sur le Tableau 14 l'évolution de la dose professionnelle à l'usine de La Hague (Faner et Champion 1999).

Tableau 14. Évolution de la dose professionnelle à l'usine de retraitement de La Hague

Année	Nombre de travailleurs suivis	Nombre de travailleurs exposés	Dose collective annuelle (hommeSv)	Dose annuelle moyenne reçue par travailleurs exposés (mSv)	Combustible usé retraité		Dose collective (hommeSv/GWa)*
					tML	GWa	
1988	7 103	2 430	5.85	2.41	346	9.5	0.62
1989	8 210	2 445	4.92	2.01	460	12.6	0.39
1990	8 828	2 307	3.83	1.66	526	14.4	0.27
1991	7 966	1 995	2.97	1.49	662	18.1	0.16
1992	8 525	2 397	2.90	1.21	672	18.4	0.16
1993	9 849	2 250	2.90	1.29	954	26.1	0.11
1994	9 901	1 774	1.92	1.08	1 276	35	0.055
1995	8 778	1 343	1.37	1.02	1 559	42.7	0.032
1996	8 219	1 080	0.91	0.85	1 681	46.0	0.02
1997	7 565	1 009	0.82	0.82	1 670	45.7	0.018

* On utilise un taux de combustion moyen de 30 GWj/tML.

La dose collective reçue par les travailleurs de l'usine de La Hague, y compris le personnel de la COGEMA et des sous-traitants, s'est élevée en 1997 à 0,82 hommeSv. La dose individuelle moyenne reçue par un travailleur exposé a été de 0,82 mSv/a. Les tâches qui contribuent le plus à ces doses sont les opérations mécaniques (24 %) et les activités de décontamination (33 pour cent). La dose collective normalisée est de 0,018 hommeSv/GWa.

Les doses collectives enregistrées à La Hague ont été normalisées à la production de 1 GWa d'électricité à partir de combustible UO_2 retraité. On part de l'hypothèse pour l'option de référence

avec retraitement adoptée dans cette étude, qu'environ 20 % de l'énergie est produite avec du combustible contenant du plutonium (MOX) qui n'est pas retraité. De ce fait, lorsque l'on compare les deux options, les doses collectives imputables au retraitement doivent être réduites dans de la proportion du combustible UO_2 utilisé dans les REP des les deux options (voir Figure 1), à savoir 21,1 et 26,6 tML/GWa (soit un rapport de 0,79), ou de la fraction d'uranium naturel extrait (141,7 et 179,3 tML/GWa, même rapport).

4.6 Déclassement et démantèlement d'installations nucléaires

Les activités de démantèlement ont été l'objet d'une grande attention de la part de l'industrie et des autorités de sûreté, et, dans de nombreux pays Membres de l'AEN, des activités de démantèlement sont actuellement en cours dans différents types d'installations et à des fins diverses. Le programme international de coopération de l'AEN en vue de l'échange d'informations scientifiques et techniques sur les projets de déclassement des installations nucléaires, qui fonctionne depuis 1985, a permis d'amener les connaissances techniques au niveau d'autres activités industrielles comparables. À l'heure actuelle, on peut dire que les activités de démantèlement sont bien comprises et relativement standardisées (AEN 1996b). Les doses collectives annuelles reçues par les travailleurs pendant les opérations de démantèlement à tous les stades du cycle du combustible, y compris le retraitement, ont été très faibles, surtout par rapport aux doses professionnelles associées à d'autres étapes du cycle du combustible (AEN 1996c, NEA 1999). Cela s'explique par la longue durée des opérations de démantèlement et par les moyens de radioprotection appliqués durant les travaux. En outre, ces doses seraient encore plus faibles si elles étaient normalisées à la production d'électricité. Pour toutes ces raisons, ces types d'expositions professionnelles ne seront plus prises en compte pour la suite de cette étude.

4.7 Stockage des déchets solides

Dans le cadre de l'étude finlandaise EIE réalisée pour le choix de sites de dépôt, les doses reçues par le personnel de l'installation de conditionnement ont été estimées (Posiva 1999, conditionnement du combustible usé). Sur la base d'estimations, on a pu conclure que les doses professionnelles provenaient essentiellement de l'étape du conditionnement (réception du combustible usé après son transport). Les doses reçues par les travailleurs au cours du transfert dans le dépôt et de l'installation ensuite des conteneurs dans les cavités seraient nettement plus faibles (de toute évidence inférieures à 10^{-4} hommeSv/GWa).

En ce qui concerne l'entreposage des déchets de faible activité, le personnel de l'ANDRA et des sous-traitants (c'est-à-dire 629 travailleurs dont 12 exposés seulement) ont reçu les doses suivantes : la dose collective s'est élevée à 0,0046 hommeSv et la dose individuelle moyenne reçue par un travailleur exposé à 0,38 mSv/a, (Faner et Champion 1999).

4.8 Transports

Les données que l'on trouve dans la documentation sur l'incidence radiologique des opérations de transport normales de matières radioactives au cours du cycle du combustible nucléaire sont pour la plupart fragmentaires. Les conclusions du Comité technique de l'AIEA (IAEA 1986) constituent la source de données la plus exhaustive. Ces résultats sont résumés dans l'Annexe A. Bien que ces données soient incomplètes dans la mesure où elles ne représentent pas la totalité des pays et qu'elles se limitent dans certains cas à une partie seulement du domaine des transports dans les pays, il est néanmoins possible de conclure sur la base du présent rapport que les expositions découlant des opérations de transport normales sont très faibles aussi bien dans le cas des travailleurs que dans celui des personnes du public. L'UNSCEAR dans son rapport de 1988 (UNSCEAR 1988) parvient à des doses collectives normalisées de 0,2 hommeSv/GWa et 0,1 hommeSv/GWa respectivement pour les

expositions des travailleurs et de la population découlant des activités de transport du cycle du combustible nucléaire en se basant sur les contributions des États-Unis et du Royaume-Uni à l'étude de l'AIEA. Dans le rapport de 1993 de l'UNSCEAR (UNSCEAR 1993), la dose collective normalisée de 0,1 hommeSv/GWa est confirmée pour la population.

Parmi les autres études dépouillées, citons :

- une estimation française des doses reçues par les travailleurs et le public calculées sur une base triennale de 1981 à 1990 (Hamard *et al.* 1993) ;
- une étude franco-allemande sur le retour en Allemagne (Gorleben) de déchets retraités en France (La Hague) qui provenaient de l'exploitation de centrales allemandes de 1985 à 1995 (Fett *et al.* 1997) ;
- une étude allemande consacrée au stockage des déchets dans le cadre d'un cycle ouvert qui estime la dose radiologique associée au transport de combustible usé et de déchets de faible activité (Schneider *et al.* 1984) ;
- des résultats d'évaluation de doses associées au transport normal de matières radioactives au Royaume-Uni jusqu'en 1989 (Gelder, 1992) ;
- une comparaison des doses associées à deux cycles du combustible nucléaire mise à l'étude pour les besoins allemands (Hörmann 1996) ;
- une analyse détaillée des risques sanitaires découlant du transport de combustible usé en Finlande où ce combustible n'est pas retraité ; cette analyse a été réalisée récemment par VTT Energy (Suolanen *et al.* 1999).

En partant de ces études, on a calculé les doses collectives normalisées (par unité d'énergie produite dans les centrales nucléaires) compte tenu de la production d'énergie nucléaire pendant les années correspondantes dans les pays concernés (voir Tableau 15). Néanmoins, ces résultats comportent un certain degré d'incertitude dans la mesure où les années durant lesquelles le transport est intervenu peuvent ne pas correspondre aux années pendant lesquelles l'électricité correspondante a été produite.

S'agissant du transport normal de substances radioactives pour les trois composantes principales du cycle du combustible nucléaire, à savoir le combustible usé, le combustible neuf et les déchets, les différences en termes de doses collectives normalisées (qu'il s'agisse des travailleurs ou du public) entre les deux options considérées devraient être très faibles, de l'ordre de quelque 10^{-3} hommeSv/GWa. Ces écarts peuvent être dus d'une part à l'emplacement des installations, d'autre part à des facteurs inhérents au système, comme les quantités plus importantes de concentrés d'uranium non irradié et de combustible usé devant être transporté dans le cadre de l'option du cycle ouvert, et les quantités plus importantes de déchets de faible activité et de moyenne activité dans le cas de l'option retraitement.

Selon une étude réalisée récemment en Allemagne (Hörmann 1996), les doses collectives sont plus élevées dans l'option retraitement avec des écarts de plus de 10^{-2} hommeSv/GWa pour la dose professionnelle et inférieurs d'un ordre de grandeur pour la dose à la population. Une étude finlandaise résumée dans l'ouvrage de Suolanen *et al.* (1999) cite également des doses professionnelles relativement élevées (pouvant même être analogues aux valeurs enregistrées pour l'ensemble du cycle du combustible en Allemagne) pour le transport de combustible usé seulement dans l'option stockage direct. Comme nous l'avons déjà dit, les écarts entre les doses estimées s'expliquent peut-être dans une large mesure par des conditions spécifiques au site (distance de transport, densité de population, etc.) et la prudence des hypothèses retenues qui peut être variable d'une étude à l'autre.

En guise de conclusion générale, il est possible de dire que les doses normalisées reçues par les travailleurs ou la population du fait du transport diffèrent peu d'une option à l'autre. En outre, la contribution des transports est faible par rapport à d'autres étapes plus importantes, comme

l'extraction et le traitement du minerai, l'exploitation des réacteurs et/ou le retraitement du combustible usé.

Les valeurs annuelles maximales des doses individuelles citées varient d'un niveau insignifiant s'agissant du public (moins de 0,01 ou 0,03 mSv) à moins de 5 mSv pour les travailleurs en Europe.

Tableau 15. Valeurs annuelles normalisées des doses collectives correspondant au transport

	Dose collective annuelle reçue par les travailleurs (10 ³ hommeSv / GWa)				Dose collective annuelle reçue par la population (10 ³ hommeSv / GWa)			
	France	R.-U.	Allemagne	Finlande	France	R.-U.	Allemagne	Finlande
Combustible usé	0.2-1.7	1.1-1.6	4.9 ⁽¹⁾	5.4-22	Max. : ½ dose profess.	0.1-0.3	4.9 ⁽¹⁾	1.2-3.3
Combustible non irradié	0. ⁽³⁾ -1.4 ⁽²⁾	0.7			Max. : ½ dose profess.			
Déchets FA + MA					Max. : ½ dose profess.	3.3 ⁵⁾		
Centrales nucléaires	0.2-4.7 ⁽⁴⁾	1.9	25 ⁽¹⁾				25 ⁽¹⁾	
Conditionnement			1.5 ⁽¹⁾				1.5 ⁽¹⁾	
Retraitement			2.5				1.2	
Déchets HA								
Conditionnement			0.45 ⁽¹⁾				0.45 ⁽¹⁾	
Retraitement			0.12				0.31	
TOTAL		36	2.4				2.5	
Cycle ouvert			11				1.3	
Retraitement			28				2.9	

1. Dose professionnelle + dose à la population.
2. Uranium enrichi + plutonium.
3. Avec d'autres substances radioactives éventuellement incluses.
4. Déchets de faible activité.
5. Ne se limite pas aux déchets.

4.9 Résumé et analyse des résultats

Les doses professionnelles mentionnées dans les sections précédentes sont détaillées dans le Tableau 16 et résumées dans le Tableau 17.

Tableau 16. **Doses reçues par les travailleurs de diverses installations du cycle du combustible**

Étape du cycle du combustible	Installation	Dose collective annuelle reçue par les travailleurs (hommeSv/GWa)		Valeur moyenne annuelle de la dose professionn. individuelle ⁽⁴⁾ (mSv/a)
		Stockage direct	Retraitement (recyclage)	
Extraction et traitement du minéral ⁽¹⁾	Key Lake	0.02	0.016	1.05
	Cluff Lake	0.16	0.13	4.5
	Olympic Dam	0.18	0.14	3.0
	Ranger	0.02	0.016	3.8
Conversion ⁽¹⁾	Malvesi et Pierrelatte	0.02	0.016	1.1
	Springfields	0.008	0.006	1.5
Enrichissement ⁽¹⁾	EURODIF	0.0004	0.0003	< 1.5
	Gronau	0.00023	0.00019	< 0.2
Fabrication d'UO ₂ ⁽¹⁾	Romans	0.0066	0.005	0.15
Fabrication de MOX	MELOX	–	0.089 ⁽³⁾	0.53
Production d'électricité	Palier 900 MWe français	2.7	2.7*	
	Palier 1 300 MWe français	1.0	1.0*	
	Tous les réacteurs	1.9	1.0*	
Entreposage	CLAB	0.005-0.014	–	< 0.135
Conditionnement	Étude allemande	0.026	–	
	Étude finlandaise (EIE)	< 0.023	–	
Retraitement	La Hague	–	0.014(2)	0.82
Stockage déchets HA	Étude finlandaise (EIE)	< 0.0001	< 0.0001*	
Transports**		0.005-0.022	0.005-0.028	

* Valeurs se rapprochant de celles de l'option du stockage direct.

** Les doses normalisées imputables au transport sont énumérées dans le Tableau 15 par type de déchets transporté.

1. Les doses collectives correspondant à l'option du retraitement ont été corrigées du ratio des quantités d'uranium naturel nécessaire pour les deux options (179,3 t et 141,7 t, ratio de 0,79, voir figure 1).
2. La valeur correspondant à La Hague (0,018) a été réduite de 0,79 pour permettre la comparaison avec l'option du stockage direct (voir texte, paragraphe 4.5).
3. La valeur correspondant à l'usine MELOX (0,43) a été pondérée par les quantités relatives d'UO₂ et de combustible MOX (21,1 t et 5.5 t, voir figure 1)
4. Doses individuelles moyennes ou maximum (<).

Tableau 17. **Dose professionnelle estimée correspondant aux principales étapes du cycle du combustible de chacune des deux options**

Étape du cycle du combustible	Dose professionnelle collective annuelle (hommeSv/GWa)	
	Stockage direct	Retraitement
Extraction et traitement du minerai	0.02-0.18	0.016-0.14
Conversion, enrichissement	0.008-0.02	0.006-0.016
Fabrication du combustible	0.007	0.094
Production d'électricité	1.0-2.7	1.0-2.7
Retraitement, vitrification	–	0.014
Transport	0.005-0.02	0.005-0.03
Total	1.04-2.93	1.14-2.99

Si l'on prend l'ensemble du cycle du combustible, ce sont les doses professionnelles reçues par les travailleurs dans les centrales nucléaires qui sont les plus importantes. Ces doses ne dépendent pas du type de combustible utilisé (UO₂ ou MOX). Au stade de la fabrication du combustible, on observe une différence relative considérable entre les doses professionnelles correspondant aux deux options ; cet écart n'est pas entièrement compensé par la différence de doses professionnelles collectives associées au stade de l'extraction et du traitement du minerai. Néanmoins, les valeurs absolues ne représentent qu'une très faible fraction de la valeur totale correspondant à l'ensemble du cycle du combustible pour les deux options.

5. MÉTHODES D'ÉVALUATION GÉNÉRIQUE DES DOSES

5.1 Introduction

On étudie dans le présent rapport l'incidence radiologique sur les travailleurs et la population des activités des diverses étapes des deux cycles du combustible décrits dans le Chapitre 1. Dans la mesure du possible, le rapport s'inspire d'autres études et d'informations publiées par des organismes nationaux et internationaux. Néanmoins, les doses génériques reçues par la population du fait de l'activité rejetée par des installations du cycle du combustible nucléaire ont été calculées dans le cadre de cette étude. Les résultats ainsi obtenus ont été confrontés aux résultats d'évaluation spécifiques à des sites.

Lorsque l'on calcule les doses reçues par des personnes du public, il faut faire des hypothèses sur la distribution de la population, les habitudes des individus et les caractéristiques de l'environnement dans lequel ils vivent ainsi que sur les conditions des rejets (conditions météorologiques, hauteur des cheminées, etc.). Ces hypothèses peuvent avoir une incidence considérable sur les doses calculées. Ainsi, à la suite de rejets dans le milieu marin, il peut y avoir un transfert de certains nucléides aux organismes marins vivants, et l'importance de la dose qui en résultera pour un individu dépendra de toute évidence de la quantité d'aliments marins qu'il consomme. Cette consommation peut varier d'un lieu à l'autre et dans le temps dans un même lieu. De même, la dose collective résultant par exemple des rejets dans l'atmosphère sera, selon les radionucléides concernés, proportionnelle à la densité de la population à proximité du site où sont intervenus les rejets ainsi qu'à la productivité agricole des terres avoisinantes. Pour cette raison, il est difficile de procéder à des comparaisons générales de l'incidence radiologique des diverses étapes du cycle du combustible dans la mesure où l'incidence d'une installation de ce cycle dépendra dans une certaine mesure de son emplacement. C'est pourquoi, nous avons adopté dans cette étude une série d'hypothèses standard afin de pouvoir comparer toutes les étapes des deux cycles choisis sur une base commune.

5.2 Indicateurs radiologiques

Les principes de la protection radiologique sont décrits dans le Chapitre 2. Le présent rapport se fonde sur les recommandations de la CIPR pour évaluer l'incidence radiologique. Les principaux indicateurs de l'incidence radiologique sont les doses maximales reçues par des individus, « *doses du groupe critique* », ainsi que les doses reçues par l'ensemble des individus d'une population exposée, c'est-à-dire « *les doses collectives* ». La première catégorie de doses peut être comparée à des limites de doses tandis que la deuxième fournit une indication de l'incidence sanitaire générale. Les radionucléides à vie longue qui sont libérés dans l'environnement à un stade donné du cycle du combustible peuvent y rester pour de longues périodes, occasionnant de faibles expositions des personnes du public. Suivant les raisons énoncées dans le Chapitre 2, on tient compte de l'incidence radiologique des rejets de radionucléides à vie longue sur des périodes avoisinant 500 ans. En revanche, on ne prend pas en considération l'incidence radiologique découlant du stockage de déchets solides provenant des étapes ultimes du cycle du combustible et du démantèlement des installations du cycle du combustible ; en effet, ces matières font, ou feront, l'objet d'une prise en charge conformément au

système de protection radiologique et, bien souvent, il est vraisemblable que leurs incidences radiologiques seront les mêmes que celle de l'option retenue.

Lorsque l'on parle dans le présent rapport de « dose », il s'agit de la dose efficace qui est la somme de la dose efficace externe annuelle et de la dose efficace engagée résultant d'une absorption échelonnée sur un an intégrée sur une période de 50 ans pour les adultes et de 70 ans pour les enfants en bas âge. Les doses ont été calculées conformément aux recommandations les plus récentes de la CIPR, à savoir la dose efficace définie dans la Publication n° 60 de la CIPR (CIPR, 1991) et les coefficients de doses présentés dans la Publication n° 72 de la CIPR (ICRP, 1996). Les doses du groupe critique calculées sont les doses individuelles reçues au cours de la 50^{ème} année d'une période pendant laquelle les rejets se seraient maintenus en permanence au même niveau. Ce laps de temps a été choisi parce qu'il est représentatif de la durée de service type d'une installation. En outre après ce temps la plupart des radionucléides significatifs du point de vue radiologique seront parvenus à une concentration d'équilibre dans les milieux environnementaux pertinents (sol, etc.). Les doses ont été calculées pour un large éventail de voies d'exposition : ingestions d'aliments, exposition externe et inhalation. Les doses collectives présentées correspondent à l'activité rejetée en une année du fait de la production de 1 GWa, et sont calculées en choisissant une troncature à 500 ans plutôt qu'une intégration à l'infini.

Pour faciliter la comparaison des deux cycles du combustible retenus, les doses collectives reçues par la population sont normalisées à une production d'électricité exprimée en gigawattannées. Cette opération n'est pas appliquée aux doses reçues par les individus dans la mesure où leur valeur dépend des caractéristiques d'exploitation du site concerné. On ne fait donc aucune différence entre les deux types de cycles pour les doses individuelles à la population.

5.3 Méthode d'estimation des doses reçues par la population du fait des rejets

Nous nous sommes servis pour l'évaluation générique des modèles et des méthodes décrits dans le rapport 72 de radioprotection de la Commission européenne : *Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment* (Simmonds *et al.* 1995). Cette méthodologie d'évaluation des conséquences radiologiques des rejets de routine de radionucléides dans l'environnement est mise en œuvre dans le programme PC CREAM 98 (Mayall *et al.* 1997) et dans BIOS (Martin *et al.* 1991). PC CREAM 98 est un progiciel conçu pour évaluer les rejets continus, en fonctionnement normal, de radionucléides à l'atmosphère et dans les milieux marins. Ce programme pour PC a été mis au point par le NRPB pour la Direction générale XI de la Commission européenne. Le code BIOS est un modèle de transport dans la biosphère de la NRPB, capable de modéliser les rejets de radionucléides dans les rivières ainsi que les calculs des doses collectives qui en découlent. Des écosystèmes très particuliers ne sont pas pris en considération dans ces progiciels.

Rejets dans l'atmosphère

Pour calculer les doses résultant de rejets gazeux, PC CREAM utilise un modèle gaussien standard de dispersion du panache. On a utilisé des fichiers de données météorologiques uniformes avec rose des vents, représentatives à 60 % des conditions de la catégorie D de Pasquill, pour représenter les conditions météorologiques dans tous les sites pris en compte dans cette évaluation. On a adopté pour représenter la hauteur réelle des émissions une cheminée unique de 30 m pour l'ensemble des étapes des deux types de cycles étudiés exception faite de l'extraction et du traitement du minerai. Pour simuler le radon émis par les résidus de traitement, on a pris cinq cheminées équidistantes afin de représenter un stockage idéalisé de résidus, sachant que la hauteur effective des rejets de la cheminée centrale se situent à 30 m tandis que, pour les quatre autres cheminées, elle est de

10 m. On a choisi une superficie du stockage de 100 ha, 1×10^6 m², (voir Figure B1 de l'Annexe B). Les hypothèses générales pour calculer les doses associées aux rejets dans l'atmosphère sont données dans le Tableau 19.

Dans tous les cas considérés, le groupe critique vivait à une distance de 1 km du point de rejet dans l'atmosphère. Sauf en ce qui concerne les opérations d'extraction et de traitement de l'uranium, on a calculé les doses du groupe critique pour les voies d'exposition suivantes : inhalation du panache, exposition externe aux radionucléides transportés par le panache et déposés sur le sol, ingestion d'aliments terrestres et inhalation de substances remises en suspension. Pour les opérations d'extraction et de traitement de l'uranium, on a estimé les doses reçues par le groupe critique du fait seulement de l'inhalation de ²²²Rn ; on a supposé en effet qu'il était peu probable d'avoir dans le voisinage immédiat une production extensive de denrées alimentaires terrestres.

Les taux d'absorption de produits alimentaires du groupe critique sont reportés sur le Tableau 19 ; ils proviennent des informations fournies par l'Allemagne et de l'ouvrage de Robinson (1996). Par hypothèse, le lait et les légumes-racines étaient tous produits en un point de référence situé à 1 km du point de rejet, le restant des aliments consommés ne provenant qu'à 50 % d'une zone de production distante de 1 km. On a supposé, en effet, que les 50 autres pour cent des aliments ingérés provenaient de zones qui n'avaient pas été touchées par les rejets. On a également supposé que les adultes passaient 30 % de leur temps à l'extérieur contre 10 % seulement pour les enfants en bas âge (voir Tableau 18).

Pour calculer les doses collectives dues aux rejets gazeux, on a utilisé des données réelles de distribution démographique et agricole en Europe pour l'ensemble des étapes du cycle, excepté l'extraction et le traitement du minerai. On a repris pour cette évaluation les mêmes voies d'exposition que celles qui avaient été adoptées pour les doses reçues par le groupe critique. Les contributions de la circulation des radionucléides au niveau de la planète ont été au besoin prises en compte. Pour évaluer les doses collectives associées aux activités d'extraction et de traitement du minerai, on a établi une grille de densité de population uniforme (1 habitant/km²) afin d'obtenir des résultats pour deux bandes différentes, l'une s'étendant de 0 à 100 km et l'autre de 100 à 2 000 km. Il est ainsi possible de déterminer l'incidence de différentes densités de population. On a ainsi calculé les doses collectives par inhalation de ²²²Rn. Néanmoins, il est aussi possible que les doses soient délivrées par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire à la suite du dépôt de produits de filiation du ²²²Rn sur le sol et les cultures. L'importance de cette voie d'exposition des populations dépendra de la productivité agricole de la région avoisinante. En l'absence d'informations détaillées sur ce point, une estimation supérieure des doses collectives reçues par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire a été calculée en supposant que les émissions provenaient d'un site en Angleterre et en utilisant des données de production agricoles européennes.

Rejets dans le milieu marin

Pour les rejets directs dans le milieu marin, on a utilisé PC CREAM 98 tandis que les rejets dans les rivières ont été modélisés à l'aide de BIOS. Pour ce faire, la dispersion des radionucléides est modélisée par une équation cinétique du premier ordre entre des compartiments définis représentant des secteurs particuliers de l'environnement. L'interaction des radionucléides avec des sédiments en suspension et présents sur les lits des rivières ou sur les fonds marins est modélisée. En ce qui concerne les rejets marins, on a calculé les doses pour les voies d'exposition suivantes : consommation de poissons, de crustacés et de mollusques ; exposition externe due à la fréquentation des plages ; et inhalation des embruns et des aérosols déposés sur les plages remis en suspension. Dans le cas des rejets en eau douce, on a estimé les doses associées à la consommation de poissons et d'eau ainsi qu'à la fréquentation des berges des cours d'eau. Pour l'estimation des doses reçues par le groupe critique, les produits de la mer ingérés provenaient du compartiment marin local, c'est-à-dire celui qui dans le

modèle reçoit les rejets et où les concentrations estimées de radionucléides sont les plus élevées. En outre, pour l'estimation de l'exposition externe associée à la fréquentation des plages, on a supposé que les plages fréquentées étaient celles qui étaient sur le littoral du compartiment marin local. Mis à part les activités d'extraction et de traitement de l'uranium, les poissons d'eau douce et l'eau absorbés provenaient du premier compartiment du cours d'eau en aval du point de rejet. Pour le calcul des doses associées aux activités d'extraction et de traitement de l'uranium, on a pris les concentrations types de radionucléides mesurées dans les plans d'eau et cours d'eau proches des installations. On trouvera dans le Tableau 19 les données détaillées des taux d'ingestion et dans le Tableau 18 les taux de fréquentation des plages et berges des cours d'eau. Pour l'estimation des doses collectives, on a combiné les concentrations calculées de radionucléides dans les matières de l'environnement aux estimations des captures de produits de la mer et à la longueur du littoral (voir Mayall *et al.* 1997).

Tableau 18. **Fréquentation des plages et berges de cours d'eau**

Fréquentation	Enfants en bas âge	Adultes
Distance au point de rejets (m)	1 000	1 000
Pourcentage du temps passé à l'extérieur	10 %	30 %
Fréquentation des berges de cours d'eau (habitant/an)	30	500
Fréquentation des plages (habitant /an)	30	2 000
Protection apportée par l'habitat (sans unité)		
Activité γ du nuage	0.2	0.2
Activité γ déposée	0.1	0.1

Tableau 19. **Données d'absorption du groupe critique**

Aliments, eau de boisson et taux d'inhalation	Taux de consommation annuel (kg/a)	
	Enfants en bas âge	Adultes
Lait + produits laitiers	200	200
Viande + produits à base de viande	10	75
Légumes verts	20	40
Légumes-racines	50	60
Céréales	30	110
Fruits et jus de fruits	50	60
Poisson d'eau douce	1*	10
Poisson de mer	5*	100*
Crustacés	0*	20*
Mollusques	0*	20*
Eau	250	440
	Taux d'inhalation (m ³ /a)	
Taux d'inhalation (m ³ /a)	1 900	7 300

* Données tirées de (Robinson 1996), les autres ayant été fournies par l'Allemagne.

6. ESTIMATION DES DOSES REÇUES PAR LA POPULATION

6.1 Introduction

On trouvera dans le présent chapitre, une description des doses à la population, soit en termes de doses reçues par un groupe critique ou de doses collectives pour chacune des étapes du cycle du combustible nucléaire. Dans le cadre de l'évaluation générique des doses, on a utilisé une série d'hypothèses standard communes pour les habitudes, etc., pour chacune des composantes du cycle du combustible à l'exception de l'extraction et du traitement du minerai. La méthodologie adoptée est décrite dans le Chapitre 5.

Les calculs spécifiques à un site, lorsqu'ils existent, donnent un aperçu de la sensibilité des résultats aux hypothèses relatives à la situation géographique et aux habitudes et permettent de mieux comprendre les distributions des doses entre les individus.

Les résultats sont donnés sous forme de doses collectives à la population régionale sachant que pour toutes les étapes, hormis l'extraction et le traitement du minerai, il s'agit de population européenne. Ces doses sont cumulées sur 500 ans pour les raisons exposées dans les Chapitres 2 et 5. Les doses individuelles reçues par un groupe critique sont également estimées dans le cadre de l'évaluation générique tandis que les calculs spécifiques à un site fournissent des informations sur les doses collectives susceptibles d'être reçues sur une période de 500 ans par la population locale, c'est-à-dire celle qui réside dans un rayon de 100 km autour du site, ainsi que sur la dose reçue par des individus moyens de la population avoisinante. Ces doses collectives sont normalisées à l'électricité produite exprimée en gigawattannées.

Les résultats sont résumés ci-dessous par catégorie d'installation. Les résultats détaillés des calculs génériques sont présentés dans l'Annexe B et résumés dans les Tableaux 22 et 23. Les doses à la population qui résultent des opérations de transport sont infimes et ne sont donc pas reprises dans ce chapitre. Pour un examen détaillé de ce point, se reporter au paragraphe 4.8 et à l'Annexe A6.

6.2 Extraction et traitement de l'uranium

Pour les activités d'extraction et de traitement de l'uranium, seuls des calculs génériques ont été réalisés. Les principales sources d'exposition sont le ^{222}Rn libéré dans l'atmosphère et le ^{226}Ra et ses produits de filiation entraînés par lixiviation dans les réservoirs d'eau locaux. Le ^{222}Rn est à l'origine de doses par inhalation ainsi que, dans certains cas, de doses par ingestion de denrées alimentaires à la suite du dépôt de radionucléides de sa filiation (en l'occurrence principalement du ^{210}Po et du ^{210}Pb). Les rejets de radionucléides dans les systèmes d'eau douce se traduisent par des doses dues à la consommation d'eau et de poissons d'eau douce.

Le groupe critique, s'agissant des rejets dans l'atmosphère, est supposé vivre à 1 km des aires de stockage de résidus d'extraction et de traitement. Dans les calculs décrits dans l'Annexe B, on a pris pour hypothèse un stockage d'une superficie de 100 ha libérant du ^{222}Rn à un taux de $3 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. La dose annuelle par inhalation qui en résulte est estimée à 0,16 mSv environ. Cette dose est proportionnelle au taux supposé de libération de radon et à la superficie du stockage de résidus ; la

valeur choisie pour le taux de libération de radon est valable pour des résidus de traitement abandonnés dotés d'une forme quelconque de couverture destinée à réduire les émissions de radon. Les taux d'émission des résidus non couverts peuvent être plus élevés, atteignant jusqu'à $300 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Une partie des résidus pourrait être exposée pendant la période où la mine est en service, mais il est raisonnable de supposer pour une mine bien gérée que les taux d'émission de ^{222}Rn estimés en moyenne pour l'ensemble de la surface occupée par les résidus ne devraient pas dépasser deux fois la valeur adoptée dans cette étude. On aboutit ainsi à une estimation de la dose reçue par le groupe critique du fait des émissions de ^{222}Rn d'environ $0,30 \text{ mSv/a}$ au maximum.

Les grandes installations de production d'uranium sont situées pour la plupart dans des zones de très faible productivité agricole, de sorte que les doses associées à la chaîne alimentaire terrestre n'ont pas été prises en considération lorsque l'on a estimé les doses délivrées au groupe critique. Néanmoins, certains radionucléides pourraient être entraînés par lixiviation hors des stockages des résidus de traitement dans les systèmes d'eau douce avoisinants qu'ils contamineraient. Il a donc été décidé d'évaluer les doses reçues du fait de la consommation d'eau et de poissons d'eau douce. Les concentrations types de radionucléides mesurées dans l'eau douce à proximité des installations d'extraction d'uranium ont été prises. Pour déterminer les concentrations de radionucléides dans le poisson d'eau douce, on a utilisé des facteurs de concentration standard. La dose estimée découlant de ces deux voies d'exposition avoisine au total $0,19 \text{ mSv/a}$ pour un adulte et $0,25 \text{ mSv/a}$ pour un enfant en bas âge. Pour ce dernier, la dose provient en grande partie de la consommation d'eau tandis que pour l'adulte, c'est la consommation de poissons qui est la voie d'exposition prédominante.

Il est possible que des individus vivant près des installations d'extraction et de traitement d'uranium reçoivent des doses à la fois par inhalation de radon et consommation d'eau. Ainsi qu'il est probable que les doses annuelles au groupe critique du fait de ses activités soient de l'ordre de $0,30$ à $0,50 \text{ mSv}$.

Les doses collectives associées aux émissions de ^{222}Rn ont été estimées en faisant appel à deux méthodes de calcul. La première consistait à déterminer la dose collective reçue par inhalation. Celle-ci est proportionnelle au nombre de personnes exposées. Étant donné que l'on ne disposait pas pour cette étude de données sur la distribution de la population autour des installations d'extraction et de traitement de l'uranium, on a pris comme hypothèse générique une densité de 1 habitant/km^2 jusqu'à une distance de $2\,000 \text{ km}$. Des calculs ont été réalisés pour deux bandes, l'une s'étendant de 0 à 100 km et l'autre de 100 km à $2\,000 \text{ km}$. Pour déterminer l'incidence de densités différentes sur l'estimation de la dose collective, il suffit d'appliquer un facteur correctif proportionnel.

Le ^{222}Rn produit par désintégration d'autres radionucléides. Deux de ces radionucléides (^{210}Po et ^{210}Pb) peuvent être source d'exposition par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. Si l'on veut calculer la contribution de cette voie d'exposition à la dose collective, il est nécessaire de disposer de données sur la production agricole dans la zone touchée. Comme ces données nous faisaient défaut pour notre étude, nous avons calculé l'estimation majorante de la dose collective reçue par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire sur la base des données de production agricole européenne. Il a fallu aussi pour réaliser ces calculs connaître la situation géographique supposée de la mine d'uranium ; nous avons choisi de manière arbitraire de la situer au Royaume-Uni.

La dose collective, cumulée sur 500 ans, reçue par la population vivant dans un rayon de $2\,000 \text{ km}$ autour de la mine du fait de l'inhalation de ^{222}Rn pendant une année est de $0,132 \text{ hommeSv}$, sachant que cette dose est pour l'essentiel délivrée à la population vivant dans un rayon de 100 km . En supposant que les résidus du traitement de l'uranium nécessaire pour produire 1 GWa sont répartis sur une superficie de 1 ha (UNSCEAR, 1993), on aboutit à une dose collective normalisée de $1,32 \times 10^3 \text{ hommeSv/GWa}$. L'estimation correspondante pour la chaîne alimentaire terrestre est d'environ $6,7 \times 10^2 \text{ hommeSv/GWa}$. Ainsi, la borne supérieure de la dose collective imputable au radon émis pendant un an par les aires de

stockage des résidus de traitement s'élève approximativement à 7×10^2 hommeSv/GWa. Toutefois, comme ces résidus contiennent des radionucléides à vie très longue comme le ^{230}Th (période de 77 000 ans) et le ^{226}Ra (période de 1 600 ans), le précurseur immédiat du ^{222}Rn , les émissions de ^{222}Rn peuvent se poursuivre pendant des milliers d'années. Néanmoins, les résidus du traitement de l'uranium nécessaire pour produire 1 GWa seront progressivement recouverts par d'autres résidus, et le tas ainsi constitué sera finalement couvert par une couche inerte de matériau réduisant les émissions de radon. Il est donc raisonnable de supposer que les résidus associés à la production de 1 GWa libéreront du ^{222}Rn pendant 10 à 15 ans, se traduisant par une dose collective estimée de 1 hommeSv/GWa. Si l'on tient compte de la marge d'incertitude des calculs, cette valeur pourrait varier de 0,1 hommeSv/GWa à peut-être un peu plus de 1 hommeSv/GWa. Néanmoins, on ne peut écarter entièrement la possibilité que les émissions se poursuivent au-delà de cette période du fait d'une mauvaise maintenance du stockage de sorte que des doses collectives d'une dizaine d'hommesieverts ne sont pas exclues pendant une période de 500 ans.

Les fourchettes de valeurs obtenues dans d'autres études (UNSCEAR 1993, EUR 1995, SENES 1998) révèlent également une sensibilité des résultats aux hypothèses choisies. Lorsque les hypothèses sont similaires, les résultats sont très cohérents. On trouvera une présentation détaillée des résultats des autres études dans la Partie A1 de l'Annexe A.

6.3 Conversion, enrichissement et fabrication du combustible

Des calculs génériques de dose ont été réalisés pour des rejets cumulés correspondant aux activités de conversion, d'enrichissement et de fabrication du combustible. Les rejets en question sont supposés intervenir dans un site du Royaume-Uni. La plus grande partie de ces rejets provient de la conversion de concentré d'uranium en hexafluorure d'uranium. Les doses ainsi estimées sont très faibles. En effet, les doses reçues par le groupe critique du fait des émissions atmosphériques sont inférieures à 0,001 mSv/a pour les adultes comme pour les enfants en bas âge ; les valeurs estimées correspondant aux rejets dans le milieu marin sont plus élevées, avoisinant 0,02 mSv/a pour les adultes et 0,004 mSv/a pour les enfants en bas âge.

Les doses collectives par gigawattannée, délivrées à la population européenne sont également très faibles. Les doses collectives, cumulées sur 500 ans, reçues par la population européenne s'élèvent à 6.3×10^{-4} hommeSv/GWa du fait des effluents atmosphériques et à 2.8×10^{-4} hommeSv/GWa par suite de rejets dans le milieu marin.

Des calculs spécifiques ont été réalisés pour deux sites en France : l'usine de fabrication de combustible d'oxyde d'uranium à Romans et l'usine MELOX de fabrication de combustible MOX à Marcoule. On a ainsi calculé des doses collectives à la population européenne, cumulées sur 500 ans, du fait de l'usine de Romans s'élevant à 3.0×10^{-4} hommeSv/GWa pour les effluents liquides et à $2,1 \times 10^{-5}$ hommeSv/GWa pour les émissions dans l'atmosphère. Les chiffres correspondants pour l'usine MELOX étaient de $2,5 \times 10^{-3}$ hommeSv/GWa et $1,3 \times 10^{-5}$ hommeSv/GWa, respectivement. Même s'il y a un écart d'un ordre de grandeur environ entre ces valeurs et les résultats des calculs génériques, elles confirment la faible incidence radiologique globale de cette étape du cycle du combustible. Les calculs détaillés révèlent que la dose collective est pour la plus grande part délivrée à la population locale. Les doses annuelles moyennes aux individus de la population locale avoisinent selon les estimations quelques nanosieverts ($1 \text{ nSv} = 10^{-9} \text{ Sv}$) en ce qui concerne les effluents liquides des deux sites, les doses associées aux émissions atmosphériques étant encore plus faibles.

6.4 Production d'électricité

Étant donné que l'incidence radiologique dépend de l'environnement local, on a pris pour les calculs génériques deux sites de REP types : l'un sur la Loire à Dampierre et l'autre sur la côte nord de la France à Flamanville. On a supposé, en outre, que les niveaux de rejets étaient identiques dans les deux sites.

Sur la base des données disponibles, il est possible de conclure qu'il n'y a pas de différence en termes de rejets entre les centrales utilisant du MOX et du combustible UO₂ (voir Chapitre 3 et Annexe A).

En ce qui concerne les rejets dans l'atmosphère, les doses reçues par le groupe critique ont été similaires pour les deux sites, avoisinant 5×10^{-4} mSv/a pour les adultes comme pour les enfants. Pour les effluents liquides, les doses imputables au site du littoral ont été, pour les adultes, d'un ordre de grandeur supérieur, avec $3,3 \times 10^{-4}$ mSv/a, à celles associées au réacteur situé dans les terres, qui s'élevaient à $4,4 \times 10^{-4}$ mSv/a. Les doses reçues par le groupe critique d'enfants en bas âge ont été similaires dans les deux cas avec une valeur voisine de 3×10^{-4} mSv/a. Il s'agit là de doses très faibles.

Les doses collectives, cumulées sur 500 ans, reçues par la population européenne étaient essentiellement dues, dans les deux cas, aux rejets dans l'atmosphère. Les émissions atmosphériques du site du littoral ont donné des doses de 0,53 hommeSv/GWa environ ; le chiffre correspondant pour le réacteur situé à l'intérieur des terres est de 0,63 hommeSv/GWa. Les effluents liquides se sont traduits par des doses collectives de 0,014 hommeSv/GWa pour le site du littoral contre 0,02 hommeSv/GWa pour l'autre site. C'est le ¹⁴C qui a essentiellement contribué à cette dose collective totale.

6.5 Entreposage et conditionnement

Comme il est précisé dans le Chapitre 3, les émissions provenant de centres d'entreposage à sec et sous eau, situés soit sur le site des réacteurs ou hors site sont négligeables. La décision a donc été prise de ne pas traiter des expositions de la population associées aux installations de conditionnement et d'entreposage du cycle du combustible.

6.6 Retraitement et vitrification

Les calculs génériques montrent que les doses les plus élevées sont reçues par les adultes du groupe critique du fait des rejets marins. On estime cette dose à environ 0,29 mSv/a, dont 50 % provient de la consommation de poissons et 35 % de la consommation de mollusques. Le radionucléide prédominant est le ¹⁴C qui représente 70 % approximativement de la dose totale. Comme les enfants sont supposés manger peu de produits de la mer, la dose estimée pour eux tombe à 0,02 mSv/a, un chiffre nettement inférieur.

Les doses reçues par le groupe critique du fait des rejets dans l'atmosphère avoisinent 0,11 mSv/a pour les adultes et 0,13 mSv/a pour les enfants. Le ¹⁴C et le ¹²⁹I viennent en tête des radionucléides qui contribuent à cette dose dans les deux cas. La voie d'exposition principale est la consommation de céréales pour les adultes et la consommation de lait pour les enfants.

Les doses collectives sont pour une large part dues aux émissions atmosphériques. La dose collective à la population européenne, cumulée sur 500 ans, du fait de ces émissions est voisine de 1,3 hommeSv/GWa. Les rejets de ¹⁴C contribuent à hauteur de 75 % environ et le ⁸⁵Kr à hauteur d'un autre 17 % environ. Les doses collectives correspondantes associées aux rejets dans le milieu marin sont plus faibles, puisqu'elles ne dépassent pas 0,234 hommeSv/GWa ; là encore, le ¹⁴C contribue pour une large part à cette dose (environ 80 %).

On a supposé pour le besoin des calculs génériques, une série standard d'habitudes qui peuvent ne pas être applicables à tous les sites. Des calculs ont aussi été réalisés en prenant des données sur les habitudes spécifiques au voisinage du site de La Hague. Selon cette technique, la dose maximale reçue par le groupe critique du fait d'une combinaison de rejets dans l'atmosphère et dans la mer varie de 0,005 à 0,059 mSv pour les habitants des villages voisins. L'incidence de l'usine de Sellafield (Thorp) lorsqu'elle fonctionnera à pleine capacité ne devrait pas dépasser quelques dizaines de microsievverts par an pour le groupe critique. Les doses moyennes reçues par les individus dans un rayon de 100 km autour du site de La Hague ont été estimées à quelques nanosievverts (nSv) en ce qui concerne les effluents liquides et quelque 5×10^{-4} mSv s'agissant des émissions dans l'atmosphère. Les estimations de doses collectives ont été analogues à celles du cas générique, et les écarts entre les deux peuvent s'expliquer par les hypothèses retenues, notamment par le fait que dans le cadre des calculs spécifiques au site, la dose collective a été déterminée pour la population de la Communauté européenne de 1990 alors que dans les calculs génériques c'est la totalité de l'Europe qui a servi. Les émissions dans l'atmosphère contribuent environ 0,55 hommeSv/ Gwa à la dose reçue par la population européenne, cumulée sur 500 ans, contre environ 0,22 hommeSv/Gwa pour les effluents liquides.

Les doses collectives associées aux activités de retraitement ont été rapportées à 1 Gwa d'électricité produite à partir de combustible UO_2 retraité. Lorsque l'on compare les deux options, il est nécessaire d'appliquer un facteur de 0,79 (rapport des quantités de combustible UO_2 correspondant aux deux options) dans la mesure où 20 % de l'énergie produite dans le cadre d'un cycle avec retraitement provient de combustible MOX qui n'est pas retraité.

Le Tableau 20 contient les doses individuelles reçues par divers groupes vivant à proximité de La Hague. Ces valeurs sont nettement inférieures aux valeurs calculées pour le groupe critique. Diverses raisons sont à l'origine de cet écart. La centrale est située à plus de 1 km pour l'ensemble des groupes considérés. Les données météorologiques locales sont utilisées pour calculer le coefficient moyen de transfert atmosphérique. Le modèle Doury de transferts atmosphériques est la méthode employée en France. Les coefficients de transfert dans la biosphère peuvent être différents et l'ingestion de denrées alimentaires est largement inférieure.

Tableau 20. Dose efficace individuelle pour des groupes spécifiques d'adultes vivant à proximité du site de La Hague
(En 1996. Référence : Nord-Cotentin 1999a, b)

Groupe	Type de groupe	Dose individuelle (μ Sv)
Canton de Beaumont-Hague	Groupe moyen	5
Habitants de Digulleville	Groupe de référence	6
Pêcheurs au Goury	Groupe de référence	5
Pêcheurs aux Huquets	Individus critiques	26
Agriculteurs de Pont-Durand	Individus critiques	59
Individus habitant dans la zone de 1 500 m	Individus critiques	24

Groupe moyen : Adultes aux habitudes réalistes, représentatives des comportements dans le canton voisin.
 Groupe de référence : Adultes aux habitudes réalistes identifiés comme le groupe le plus exposé dans l'étude d'impact du site.
 Individus critiques : Adultes aux habitudes exceptionnelles, pouvant être des cas possibles dans l'étude de variabilité.

6.7 Stockage des déchets solides

Les inventaires radioactifs et la composition des déchets dans les deux options sont notablement différents. Dans le cas du cycle ouvert, il est prévu de stocker toutes les substances radioactives contenues dans le combustible utilisé dans un dépôt aménagé dans une formation géologique. Dans le cas du cycle fermé (retraitement), le plutonium récupéré est recyclé et l'uranium séparé est entreposé en attendant de servir pour l'enrichissement ou la fabrication de combustible. Ainsi la quantité totale de plutonium et d'uranium qui reste à stocker est plus faible que dans le cas du cycle ouvert. Néanmoins, certains radionucléides à vie longue, comme l' ^{129}I , seront finalement relâchés dans la biosphère soit à la suite des opérations d'enrichissement soit après migration dans la géosphère, quels que soient la stratégie de gestion du combustible utilisée. En outre, comme nous l'avons vu au paragraphe 3.7, l'activité libérée qui parviendra finalement dans la biosphère ne différera pas sensiblement d'une option à l'autre et sera faible par rapport à celle libérée au cours d'autres étapes du cycle du combustible. En outre, il convient de noter les recommandations de la CIPR qui préconise d'utiliser avec beaucoup de prudence le concept de dose collective pour décrire l'incidence des dépôts profonds sur de très longues périodes. De ce fait les doses associées au stockage des déchets ne sont pas prises en compte dans cette étude.

Bien que, dans le cadre de cette étude, on suppose qu'il n'y aura pas de libération d'activité en dehors du dépôt pendant la période considérée (500 ans), il convient d'analyser les progrès réalisés en matière d'évaluation de la sûreté du concept du stockage en formation géologique qui est la solution préférée dans les pays Membres de l'OCDE. Un certain nombre d'analyses de sûreté ou d'évaluation des performances des dépôts profonds ont été effectuées pour étudier la sûreté et la faisabilité du stockage de combustible utilisé ou de déchets de haute activité vitrifiés dans des dépôts aménagés dans différentes formations géologiques. La finesse des évaluations réalisées varie et dépend de l'avancement général des programmes de gestion des déchets dans les différents pays. Ces études n'avaient pas pour objectif principal de comparer directement des milieux hôtes ni les diverses catégories principales de déchets (combustible utilisé ou déchets de haute activité). Il s'agissait en fait plutôt de démontrer premièrement l'applicabilité des méthodes d'évaluation des performances et deuxièmement de vérifier s'il était possible de parvenir au haut niveau de sûreté requis pour le stockage des déchets.

Tous les résultats montrent qu'il est possible de concevoir les dispositifs de sûreté et d'installer les dépôts dans différents milieux hôtes de manière à ce que les conséquences radiologiques ne dépassent pas les limites réglementaires pour des groupes critiques hypothétiques vivant à proximité. Les doses moyennes reçues par des groupes plus grands de la population sont nettement inférieures.

6.8 Résumé et analyse des résultats

Les résultats obtenus dans les sections qui précèdent sont rassemblés dans les Tableaux 21 et 22 pour faciliter la comparaison.

Incidence sur la population

Les calculs génériques de l'incidence sur la population ont été réalisés en subdivisant le cycle du combustible en quatre étapes : extraction et traitement de l'uranium, fabrication du combustible (dont enrichissement et conversion de l'uranium), production d'électricité et retraitement. Les résultats de cette étude révèlent que les activités dont l'incidence radiologique est la plus forte sont l'étape de l'extraction et du traitement de l'uranium et l'étape du retraitement. La production d'électricité aboutit à des doses collectives équivalentes pour les deux options à celles caractérisant l'extraction et le traitement du minerai et le retraitement. En revanche, les doses reçues par le groupe critique du fait de la production d'électricité sont nettement inférieures à celles correspondant à l'extraction et au traitement du minerai et au retraitement. La fabrication du combustible est l'étape du cycle du combustible à laquelle sont associées les doses collectives les plus faibles.

Tableau 21. Estimation de la dose à la population – Dose collective

Étape du cycle du combustible	Voies d'exposition	Dose collective sur 500 ans (hommeSv/GWa)	
		Calculs génériques	Évaluations spécif. au site
Extraction et traitement du minerais	Inhalation	0.019	
	Chaîne alimentaire ⁽⁸⁾	0.981	
	Total (rejet sur 10 à 15 ans) ⁽¹⁾	1.0 (pourrait atteindre des dizaines d'hommeSv) ⁽²⁾	1-1 000 (UNSCEAR) ⁽⁷⁾ 1.6-360 (CE) ⁽⁷⁾ 0.96 (SENES) ⁽⁷⁾
Conversion du combustible	Atmosphère	0.0006	
	Liquide	0.0003	
	Total	Négligeable	
Production d'électricité	Littoral, atmosphère	0.53	
	Site côtier, liquide	0.014	
	Site continental, atmosphère		0.63
	Site continental, liquide		0.02
	Total ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	0.54	0.65
Retraitement	Atmosphère	1.3	
	Milieu marin	0.234	
	Total ⁽⁴⁾	1.5	
	Total ⁽⁶⁾	1.2	0.61

1. On suppose que la libération d'activité par une couche donnée se poursuivra pendant 10 à 15 ans (voir texte).
2. En cas de mauvaise gestion des résidus de traitement (voir texte).
3. Calculs spécifiques au site pour Romans et MELOX respectivement.
4. Les valeurs correspondent au cas du retraitement de la totalité du combustible utilisé. Le ¹⁴C est le contributeur principal.
5. Combinaison du site côtier et du site dans les terres : 0,6 hommeSv/Gwa.
6. Corrigé du ratio des quantités totales de combustible (UO₂ et MOX) (voir texte).
7. Voir Annexe A, partie A1.
8. Les écarts entre les doses collectives correspondant à l'exposition par inhalation et l'exposition à la chaîne alimentaire s'expliquent en grande partie par la période d'intégration plus longue de la chaîne alimentaire.

Tableau 22. Estimation de doses à la population : dose individuelle (groupe critique)

Étape du cycle du combustible	Voies d'exposition	Doses individuelles moyennes annuelles (groupe critique)(μSv/a)	
		Calculs génériques	Évaluations spécif. au site
Extraction et traitement du minerais	Inhalation	0.16-0.30	
	Eau douce	0.19-0.25 ⁽¹⁾	
	Total	0.30-0.50	0.02-0.035 (CE) ⁽⁴⁾
Conversion du combustible	Atmosphère	< 10 ⁻³	
	Liquide	0.02	
	Total	0.02	10 ⁻⁶ (Romans et MELOX)
Production d'électricité	Atmosphère	0.0005	
	Site du littoral, liquide	0.00033	
	Site dans les terres, liquide	0.00004	
	Total	0.0005-0.0008	
Retraitement	Atmosphère ⁽²⁾	0.11	
	Liquide ⁽³⁾	0.29	
	Total	0.4	0.005-0.059 (La Hague)

1. Pour un enfant en bas âge.
2. Les radionucléides prédominants sont le ¹⁴C et I¹²⁹I.
3. Le ¹⁴C est le radionucléide prédominant.
4. Voir Annexe A, Partie A1.

Les doses collectives estimées sont similaires qu'il s'agisse de l'extraction et du traitement du minerai ou du retraitement. Il en est de même de l'incidence radiologique sur la population dans son ensemble et sur les individus travaillant dans les installations du cycle du combustible. La dose collective, cumulée sur 500 ans, avoisine pour la population régionale (celle vivant dans un rayon de 2 000 km) 1 hommeSv/GWa pour l'extraction et le traitement de l'uranium et atteint un maximum d'environ 1,2 hommeSv/GWa pour le retraitement. Les calculs spécifiques au site dont on dispose confirment les conclusions tirées des calculs génériques puisque la dose collective évaluée dans une installation de retraitement réelle est de 0,6 hommeSv/GWa, et que les doses du groupe critique sont plus élevées que pour les deux autres étapes (à savoir exploitation de la centrale et fabrication du combustible) du cycle du combustible qui ont été examinées.

Pour l'extraction et le traitement de l'uranium comme pour le retraitement, les doses aux groupes critiques qui ont été évaluées se situent dans une fourchette de 0,30 à 0,50 mSv/a. Il peut y avoir de nets écarts entre les doses réellement reçues par des groupes critiques dans des sites spécifiques en raison des différences d'habitudes et la répartition géographique des populations locales, etc. Néanmoins, les résultats révèlent que ces les risques d'exposition pour les individus du voisinage sont identiques pour ces deux étapes du cycle.

Sur la base des nombreuses données disponibles, il est possible de conclure que l'utilisation de combustible MOX dans les REP n'a pas eu d'incidence marquante sur les rejets liquides et gazeux des réacteurs en exploitation normale. Il en résulte que l'incidence radiologique de la production d'électricité est la même pour les deux options.

Incertitudes

Les incertitudes associées aux estimations de l'exposition de la population sont grandes. Elles concernent les modèles et les scénarios ainsi que la valeur des paramètres utilisés. En particulier, les opérations d'extraction d'uranium sont spécifiques au site, et les doses sont étroitement corrélées aux données démographiques, aux conditions de l'environnement, aux caractéristiques de la roche uranifère, aux techniques d'extraction et de traitement du minerai, à la stabilité à long terme des résidus stockés ainsi qu'aux procédures de maintenance et aux mesures de réaménagement. Les doses réelles d'émissions de ^{222}Rn peuvent sensiblement différer de celles adoptées dans cette étude, conduisant par là même à des doses collectives plus élevées ou plus faibles. De fait, si le stockage de résidus de traitement restaient en partie à découvert à la suite d'une période de mauvaise maintenance, les doses collectives pourraient atteindre quelques dizaines d'hommesieverts par gigawattannée.

Période pour le calcul des doses collectives

Les doses collectives aux personnes du public doivent être examinées de manière critique. Ces doses ont été cumulées sur une période de 500 ans. Il serait possible de faire la somme de ces doses pour des périodes plus longues et même à l'infini. Dans la mesure où les doses collectives associées aux principales étapes du cycle du combustible (extraction et traitement du minerai, production d'électricité et retraitement) font intervenir des radionucléides à vie longue, ce choix aboutirait à des doses collectives par gigawattannée plus élevées, sans se répercuter nécessairement sur les conclusions de l'étude pour les raisons suivantes. La plus grande partie de la dose collective cumulée sur 500 ans pour la production d'électricité et le retraitement provient du ^{14}C (période de 5 730 ans) qui est un radionucléide mobile et à vie relativement longue. De ce fait, l'extension de la période considérée est peu susceptible de modifier le rapport entre les incidences de ces deux étapes. Pour l'étape de l'extraction et du traitement du minerai, du ^{222}Rn continuera à être produit en quantité décroissante pendant des centaines de milliers d'années parce que cette désintégration est entretenue par le ^{230}Th , un radionucléide à vie très longue (période de 77 000 ans). Même si la contribution aux doses collectives

de cette partie du cycle du combustible peut être considérable lorsque cumulée sur de très longues périodes, et peut même représenter une fraction prédominante, le ratio des doses collectives correspondant aux deux options ne changera pas pour autant de manière significative. Pour ces raisons, et du fait des fortes incertitudes inhérentes aux scénarios portant sur des horizons très lointains, nous avons décidé dans cette étude de nous limiter à des périodes plus courtes.

Réduction des besoins d'extraction et de traitement du minerai en cas de retraitement du combustible

L'extraction et le traitement du minerai, la production d'électricité et le retraitement sont des étapes du cycle du combustible qui contribuent de façon prépondérante à la dose collective reçue par la population. Alors que la production d'électricité a la même incidence radiologique dans les deux options étudiées, les incidences radiologiques des deux autres étapes ont tendance à évoluer dans des directions opposées. Ainsi, en optant pour le retraitement et pour l'utilisation du combustible MOX, on peut diminuer les besoins d'uranium naturel d'environ 21 %, ce qui permet de réduire dans les mêmes proportions la radioexposition des travailleurs et du public à l'étape de l'extraction et du traitement du minerai d'uranium. En contrepartie, il faut alors ajouter l'apport de l'étape du retraitement aux doses collectives aux travailleurs et au public. Il faut insister sur le fait que les estimations des doses collectives au public et la comparaison radiologique globale des deux options sont très sensibles aux hypothèses relatives à la bonne gestion des stockages de résidus de traitement du minerai d'uranium.

Radionucléides importants

Un petit nombre seulement de radionucléides sont importants. Ainsi, le ^{14}C est le principal contributeur à la dose collective totale associée à la production d'électricité. Au stade du retraitement, c'est à nouveau le ^{14}C mais aussi le ^{129}I et le ^{85}Kr . Ces radionucléides qui sont rejetés à des niveaux conformes à la réglementation se dispersent dans l'environnement mais restent à des niveaux pouvant être mesurés avec les techniques modernes dont nous disposons. Ils constituent une source possible de très faible exposition de la population à l'échelle mondiale.

Les principales sources d'exposition associées aux activités d'extraction et de traitement d'uranium sont les produits de filiation issus des chaînes de désintégration de l'uranium naturel. Ces radionucléides constituent une autre source potentielle à long terme et au niveau régional.

Stockage des déchets solides

À très long terme, les radionucléides relâchés par un dépôt profond conçu pour les déchets de haute activité ou le combustible usé peuvent aussi devenir une source d'exposition. Les calculs de modèles montrent que, selon les caractéristiques du dépôt, une faible incidence radiologique se produit du fait de l' ^{129}I , du ^{135}Cs ou du ^{99}Tc au terme seulement de plusieurs centaines de milliers d'années. Les doses collectives sont la somme de très faibles doses individuelles reçues par un grand nombre d'individus sur une longue période de temps. Étant donné que ces doses sont faibles et qu'elles devraient être analogues pour les deux cycles du combustible considérés dans cette étude, elles n'ont pas été prises en compte dans l'analyse comparative.

7. CONCLUSIONS

On trouvera dans le présent chapitre, les conclusions générales de cette étude ainsi qu'un tableau récapitulatif des principaux résultats avec des renvois aux chapitres pertinents pour plus de détails. Les objectifs, le champ couvert par l'étude, les résultats et les conclusions sont présentés dans la synthèse au début du présent rapport. Toutefois, il est bon de rappeler que l'étude supposait l'utilisation de pratiques et de techniques actuelles et que les résidus des mines et des usines de traitement du minerai sont réputés stables à long terme.

Tableau 23. Tableau résumant les estimations de dose au public et aux travailleurs associées aux principales étapes du cycle du combustible pour chacune des options.

(Nota : Les doses collectives dans le présent rapport ne sont utilisées qu'à des fins de comparaison)

Étape du cycle du combustible	Personnes du public (calculs génériques)		Dose individuelle moyenne annuelle au groupe critique (mSv/a)	Travailleurs (données opérationnelles)	
	Dose collective (troncature à 500 ans) (hommeSv/GWa)			Dose collective annuelle (hommeSv/GWa)	
	Cycle ouvert	Retraitement	Cycle ouvert	Retraitement	
Extraction et traitement du minerai	1.0 ⁽⁵⁾ (1-1 000) ⁽³⁾⁽⁴⁾	0.8 ⁽¹⁾⁽⁵⁾ [0.8 × 1-1 000] ⁽³⁾⁽⁴⁾	0.30-0.50 (0.020-0.940) ⁽³⁾	0.02-0.18	0.016-0.14 ⁽¹⁾
Conversion et enrichissement du combustible	0.0009		0.020(10 ⁻⁶) ⁽³⁾	0.008-0.02	0.006-0.016 ⁽¹⁾
Fabrication du combustible				0.007	0.094 ⁽²⁾
Production d'électricité	0.6	0.6	0.0005-0.0008	1.0-2.7	1.0-2.7
Retraitement, vitrification	Sans objet	1.2 ⁽¹⁾ (0.6) ⁽³⁾	0.40 (0.005-0.059) ⁽³⁾	Sans objet	0.014 ⁽¹⁾
Transport	Insignifiante	Insignifiante	Insignifiante	0.005-0.02	0.005-0.03
Stockage	⁽⁶⁾	⁽⁶⁾	⁽⁶⁾	Insignifiante	Insignifiante
TOTAL	1.6⁽⁵⁾	2.6⁽⁵⁾	Sans objet	1.04-2.93	1.14-2.99

1. Dans le cas de l'option avec retraitement, les doses collectives ont été corrigées à la baisse par la proportion d'uranium naturel nécessaire pour les deux options (179,3 t et 141,7 t, voir Figure 1).
2. Pondérée par les quantités de combustible UO₂ et MOX (21,1 t et 5,5 t, voir Figure 1).
3. Les valeurs estimées spécifiques à des sites sont entre crochets. Elles donnent une indication de la sensibilité des résultats aux hypothèses retenues pour la distribution de la population, les habitudes des individus et les caractéristiques de l'environnement dans lequel ils vivent ainsi que pour les conditions d'émission.
4. Les fourchettes correspondent à la sensibilité des valeurs apparaissant dans d'autres études (UNSCEAR, SENES, CE) où des périodes d'intégration plus longues ont été utilisées (voir Tableau 21 et Annexe A1).
5. Dans le cas des mines et usines de traitement de minerai, les doses collectives pourraient atteindre quelques dizaines d'hommesieverts en cas de mauvaise gestion des stockages de résidus de traitement.
6. Comme il est précisé dans le Chapitre 6, aucune libération de radionucléides n'est attendue dans les 500 premières années après le stockage définitif des déchets et du combustible usé.

Les estimations de l'exposition du public comportent de grandes incertitudes qui tiennent aux modèles et aux scénarios retenus ainsi qu'aux valeurs des paramètres pris en compte. Les opérations d'extraction de l'uranium, en particulier, diffèrent beaucoup selon les sites et les doses dépendent grandement de la démographie, des particularités environnementales, des caractéristiques de la roche uranifère, des techniques d'extraction et de traitement, de la stabilité à long terme des résidus stockés, des procédures de maintenance et des opérations de réaménagement. Les taux effectifs de relâchement de ^{222}Rn pourraient être très différents de ceux pris en compte dans l'étude, et donc aboutir à des doses collectives plus fortes ou plus faibles. Si les stockages des résidus de traitement restaient partiellement à l'air libre après une période de maintenance insuffisante, il se peut que les doses collectives atteignent quelques dizaines d'hommesieverts par gigawattannée.

Incidences sur les travailleurs

On trouvera dans le Chapitre 4 les doses estimées pour les travailleurs avec de nombreux détails. Les doses collectives rapportées à la production d'électricité qui sont associées aux principales étapes du cycle du combustible pour chacune des deux options étudiées sont résumées dans le Tableau 23.

On trouvera au paragraphe 4.9 une courte analyse des résultats. On n'observe pas de différence significative entre les deux options. C'est l'étape de la production d'électricité qui contribue de manière prédominante à l'incidence radiologique sur les travailleurs. Les doses professionnelles dans les centrales nucléaires ne dépendent pas du type de combustible utilisé (UO_2 ou MOX).

Incidences sur la population

Il faut pour calculer les doses reçues par les personnes du public faire des hypothèses sur la distribution de la population, les habitudes des individus et les caractéristiques de l'environnement dans lequel ils vivent ainsi que sur les conditions des rejets (conditions météorologiques, hauteur de la cheminée, etc.). Ces hypothèses peuvent avoir une influence considérable sur les valeurs des doses calculées. De là découlent les difficultés rencontrées en procédant à une comparaison générale de l'incidence radiologique des différentes étapes du cycle du combustible étant donné que l'incidence d'une installation particulière de ce cycle dépendra dans une certaine mesure de sa situation géographique. Nous avons donc décidé dans cette étude d'adopter une série d'hypothèses standard et d'utiliser des modèles génériques afin d'avoir une base commune de comparaison de toutes les étapes des deux cycles du combustible examinés. Nous avons appelé cette manière de procéder « calculs génériques ». Les « calculs spécifiques à un site » lorsqu'ils ont été réalisés donnent une indication de la sensibilité des résultats à ces hypothèses et permettent de mieux comprendre la distribution des doses entre individus.

La méthode utilisée pour estimer les doses délivrées à la population du fait des rejets est décrite dans le Chapitre 5. On trouvera dans l'Annexe B les modalités techniques de réalisation des calculs génériques, et notamment des tableaux des doses ventilées par radionucléides et voies d'exposition. Les résultats détaillés pour les principales étapes du cycle du combustible sont présentés dans le Chapitre 6. Les doses individuelles reçues par les groupes critiques ainsi que les doses collectives cumulées sur 500 ans sont résumées dans le Tableau 23 qui contient également les résultats des études spécifiques à des sites lorsqu'elles existent.

On trouvera au paragraphe 6.8 une analyse détaillée de ces chiffres. Le résultat le plus important qui ressort de cette étude est que l'incidence radiologique totale (dose collective par unité d'électricité produite) sur la population dans son ensemble pour les deux types de cycles du combustible retenus est similaire compte tenu des incertitudes. Soulignons que les doses collectives dans le présent rapport ne sont utilisées qu'à titre de comparaison.

Les différences entre les deux cycles de combustible étudiés dans le présent rapport sont minimes du point de la radioprotection. En ce sens, il ne serait tout simplement pas justifié de tirer des conclusions explicites des légères différences enregistrées au niveau des incidences radiologiques collectives et individuelles, surtout en tenant compte des limitations liées aux calculs génériques. Par conséquent, les incidences radiologiques ne représentent pas un facteur déterminant en faveur de l'une ou l'autre option. Par contre, d'autres facteurs comme l'utilisation efficace des ressources, la sécurité énergétique et les considérations économiques pourraient avoir plus de poids dans le processus de prise de décision. Dans l'ensemble les expositions de la population sont faibles pour les deux options par rapport aux limites réglementaires fixées et en outre insignifiantes par rapport aux expositions imputables à la radioactivité naturelle (la valeur moyenne annuelle de la dose individuelle découlant de l'exposition au fond naturel de rayonnement est de 2,4 mSv pour l'ensemble de la planète).

Tendances, progrès et questions en suspens

Pour l'ensemble des étapes du cycle du combustible nucléaire, les rejets ont eu tendance ces dernières années à diminuer grâce au retour d'exploitation au recours à de nouvelles technologies et à des procédures améliorées. Cela est particulièrement vrai des rejets des usines de retraitement.

Il est probablement possible de réduire encore les rejets des installations de retraitement. Il existe des mesures appropriées qui permettraient d'amener à un niveau insignifiant l'incidence radiologique à long terme du radon émis par les stockages de résidus d'extraction et de traitement du minerai ; en revanche, il semble difficile de diminuer les émissions de radon pendant les activités d'extraction et de traitement elles-mêmes. Néanmoins, il est important de signaler qu'une augmentation de l'incidence radiologique à long terme n'est pas exclue si des mesures appropriées ne sont pas adoptées en ce qui concerne les résidus de traitement.

Le comportement des substances radioactives dans l'environnement a fait l'objet de nombreuses études qui ont permis d'améliorer les modèles d'évaluation de l'incidence radiologique. En outre, des recherches sont actuellement consacrées à l'incidence radiologique sur les organismes vivants quoique des travaux complémentaires soient nécessaires pour confirmer la validité des approches choisies dans ce domaine par les organismes internationaux cités au paragraphe 2.4.

Les autorités de sûreté réalisent des études de sûreté détaillées avant d'autoriser les rejets. Les incertitudes pesant sur les scénarios et les modèles sont pris en compte souvent en adoptant des hypothèses prudentes. Signalons que les rejets examinés dans cette étude sont nettement inférieurs aux limites réglementaires actuelles.

Les doses reçues par les travailleurs des installations nucléaires ont diminué ces dernières années. Les efforts dans ce sens continueront même si le niveau des doses est nettement en dessous des valeurs définies par la réglementation.

Les rejets de ^{14}C constituent la source prépondérante des très faibles doses à la population au niveau régional et mondial pour les deux options. Même si sa contribution est faible par rapport à la radioactivité naturelle, les problèmes soulevés par les rejets de ce radionucléide doivent encore être étudiés sous l'angle de la radioprotection, de la technologie, des incidences sur les ressources et de la société.

L'uranium appauvri et séparé est entreposé sur les sites des usines d'enrichissement et des usines de retraitement respectivement dans l'attente d'une utilisation future. Certains pays Membres estiment que l'uranium appauvri devrait être converti en une forme stable afin de pouvoir être stocké. Une partie de l'uranium séparé a été utilisé pour l'enrichissement.

Il existe diverses options de gestion des déchets de faible et moyenne activité. Le stockage des déchets à vie longue dans des formations géologiques fait actuellement l'objet de travaux de développement car il s'agit de l'option actuellement préférée par les experts des pays Membres.

Nécessité de réaliser d'autres études

Dans le cadre du présent rapport, des décisions ont été prises en ce qui concerne l'utilisation des doses collectives pour comparer les différentes incidences radiologiques, la gestion de l'uranium appauvri et séparé, la gestion du combustible MOX, l'évaluation à long terme de la sûreté du stockage en formation géologique, etc. Cette méthodologie devra peut-être être réexaminée dans l'avenir, à la lumière des progrès réalisés : élaboration de nouveaux modèles de transfert dans l'environnement, modifications se répercutant sur le système de radioprotection (notamment l'utilisation de la dose collective), et nouveaux indicateurs d'impact sur l'environnement entre autres.

Une comparaison approfondie des deux options de gestion du combustible usé ne se bornerait pas à l'incidence radiologique de l'exploitation normale des installations du cycle du combustible mais ferait nécessairement intervenir bien d'autres facteurs. Parmi les éléments qu'il conviendrait alors d'étudier, citons la protection de l'environnement, la gestion des déchets, l'utilisation efficace des ressources, la sécurité énergétique et les considérations économiques. Dans le cadre de la procédure réglementaire spécifique à une installation, les incidents et les autres événements anormaux doivent être pris en considération. Ces autres aspects ne sont pas abordés ici dans la mesure où ils sortent du cadre de l'étude. Nous espérons toutefois que le présent rapport servira de base à des études plus larges sur la stratégie de développement de l'énergie nucléaire, la stratégie du cycle du combustible nucléaire et le développement durable de l'énergie nucléaire.

MEMBRES DU COMITÉ D'EXPERTS

M. Tomohiro ASANO
Institut japonais pour le développement
du cycle nucléaire
Tokyo, Japon

M. Jean BRENOT
IPSN, Commissariat à l'énergie atomique
Fontenay-aux-Roses, France

M. Gábor BUDAY
Agence publique pour la gestion
des déchets radioactifs
Paks, Hongrie

M. John COOPER
Commission nationale de radioprotection
Chilton, Didcot, Royaume-Uni

M. Christian DEVILLERS
IPSN, Commissariat à l'énergie atomique
Fontenay-aux-Roses, France

M. David H. DODD
NRG
Petten, Pays-Bas

M. Jean-François LECOMTE
IPSN, Commissariat à l'énergie atomique
Fontenay-aux-Roses, France

M. Mark LOOS
SCK/CEN
Mol, Belgique

M. Chong Mook PARK
KEPCO
Taejon, Corée

M. David POLLARD
Institut irlandais de radioprotection
Dublin, Irlande

M. Hermann PUCHTA
M. Ian HALL
CEC DG XI/C/1
Luxembourg

Ms. Synnöve SUNDELL-BERGMAN
Institut suédois de radioprotection (SSI)
Stockholm, Suède

M. Wolfgang THOMAS
Gesellschaft für Anlagen- und
Reaktorsicherheit (GRS)
Garching, Allemagne

M. Armando URIARTE
ENRESA
Madrid, Espagne

M^{me} Michèle VIALA
IPSN, Commissariat à l'énergie atomique
Fontenay-aux-Roses, France

M. Seppo VUORI (*Chairman*)
VTT Energy
Espoo, Finlande

M. Clive WILLIAMS
Environment Agency
Bristol, Royaume-Uni

M. Theo ZEEVAERT
SCK/CEN
Mol, Belgique

CONSULTANTS DU GROUPE D'EXPERTS

M. A. CIGNA (Consultant)
Cocconato, Italie

M. E. HÖRMANN (Consultant)
Gesellschaft für Anlagen und
Reaktorsicherheit (GRS)
Cologne, Allemagne

SECRETARIAT DE L'AEN

M. Ted LAZO
Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire
Issy-les-Moulineaux, France

M. Bertrand RÜEGGER (*Secrétaire*)
Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire
Issy-les-Moulineaux, France

M. Hans RIOTTE
Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire
Issy-les-Moulineaux, France

M. Makoto TAKAHASHI
Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire
Issy-les-Moulineaux, France

BIBLIOGRAPHIE

- COGEMA (1998a), « Rejets liquides en mer effectués par l'établissement de La Hague, année 1997 », HAG/0/5500/98/00030/00.
- COGEMA (1998b), « Rejets gazeux de l'établissement de La Hague, Année 1997 », HAG/0/5500/98/00055/00.
- DEPRÉS, A. (1999), Personal communication (Releases from PWR).
- EDF (1996), « Électricité de France – Production transport, Département Sécurité Radioprotection Environnement, Résultats Sécurité Radioprotection Incendie 1996 ».
- EDF (1997), « Électricité de France – Production transport, Département Sécurité Radioprotection Environnement », Activity Report 1997 – Environment Appendix.
- EUR (1995), *ExternE Externalities of Energy, Vol. 5: Nuclear*. European Commission Report EUR 16524 EN.
- FANER, N. et CHAMPION, M. (1998), « Bilan des expositions professionnelles aux rayonnements ionisants en France sur la période 1990-1997 », IPSN, Rapport SAER n° 43, 1999.
- FETT, H.-J., LANGE, F. *et al.*, “Transport risk assessment study for reprocessing waste materials to be returned from France to Germany. IPSN, CEPN, GRS Final Report”, GRS 141, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Cologne, 1997.
- GARNIER-LAPLACE, J., *et al.* (1993), « Suivi radioécologique des centrales nucléaires françaises (Spectrométrie γ) Année 1992 », Institut de protection et de sûreté nucléaire, Document SERE/94/030 (P) Septembre 1993.
- GELDER, R., “Radiation Exposure from the normal transport of radioactive materials with the United Kingdom. 1991 Review”, NRPB-R255, National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, 1992.
- HAMMARD, J., RINGOT, C. *et al.*, “Estimation of the individual and collective doses received by workers and the public during the transport of radioactive materials in France between 1981 and 1990”, Proceedings 10th International Symposium on the Packaging and Transport of Radioactive Materials (PATRAM), Vol. 1, p.67-73, Yokohama, 1993.
- HÖRMANN, E. (1996), “Aktualisierung des Sicherheitsvergleichs zwischen Wiederaufarbeitung und Direkter Endlagerung sowie des Kenntnisstandes zur Konditionierung abgebrannter Brennelemente”, Unterauftrag zu BMU-Vorhaben SR 2986, August 1996.
- IAEA (1980), *International Nuclear Fuel Cycle Evaluation (INFCE)*.
- IAEA (1986), “Assessment of the radiological impact of the transport of radioactive materials”, IAEA-TECDOC-398, IAEA, Vienna.
- IAEA (1999), “Protection of the Environment from Ionising Radiation”, IAEA-TECDOC-1091.
- ICRP (1977), “Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, ICRP Publication 26, Pergamon Press, Oxford.

- ICRP (1991), “1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP, 21, Nos. 1-3, Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1996), “Age-dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides: Part 5 compilation of ingestion and inhalation dose coefficients”, ICRP Publication No. 72, Annals of the ICRP, Vol. 26, No. 1.
- ICRP (1998), “Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste”, ICRP Publication No. 77, Annals of the ICRP, Vol. 27 Supplement, Pergamon Press, Oxford.
- MAYALL, A. *et al.* (1997), *PC CREAM User guide*. NRPB-SR296, EUR 17791.
- MARTIN, J.S., BARRACLOUGH, I.M. *et al.* (1991), *User guide for BIOS_3A*. Chilton, NRPB-M285.
- MERLE-SZEREMETA, A. (1998), Calculs préliminaires effectués dans le cadre du GT3 du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Memorandum SEGR/SAER/98-42 (July 1998).
- NEA (1996a), “OECD Nuclear Energy Agency – International Atomic Energy Agency, Occupational Exposures at Nuclear Power Plants, Sixth Annual Report (1986-1996)”.
- NEA (1996b), “The NEA Co-operative Programme on Decommissioning: the First Ten Years”.
- NEA (1996c), *EUROCHEMIC: European Company for the Chemical Processing of Irradiated Fuels (1956-1990)*.
- NEA (1999), OECD Nuclear Energy Agency – International Atomic Energy Agency, Occupational Exposures at Nuclear Power Plants, Eighth Annual Report (1998).
- NEA (2000), *Geological Disposal of Radioactive Waste: Review of Developments in the Last Decade*.
- NORD-COTENTIN (1999a), « Rapport du GT4, Groupe Radioécologie Nord-Cotentin », juillet 1999.
- NORD-COTENTIN (1999b), « Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Rapport final, Tome 4 », juillet 1999.
- PENTREATH, R.J. (1998), “Radiological Protection Criteria for the National Environment”; in *Rad. Prot. Dosim.*, Vol. 75 (1-4), p.175-179.
- PENTREATH, R.J. (1999), “A system for radiological protection of the environment: some initial thoughts and ideas”, *J. Radiol. Prot.* Vol. 19, 117-128.
- POSIVA (1999), “The final disposal facility of spent nuclear fuel – Environmental impact assessment report, Main Report”, Posiva Oy, Helsinki, 1999.
- ROBINSON, C.A. (1996), “Generalised habit data for radiological assessments”, NRPB-M636, Chilton.
- SCHNEIDER, K., JOBST, C., BERGMAN, W. and HILBERT, F., “Technisches Konzept und Sicherheitsanalyse des Transports von Endlagergebänden mit abgebrannten Brennelementen”, Anschlussbericht, Technischer Anhang 5, KWA 3302/0, KWA 3310/7 in “Andere Entsorgungstechniken. F+E Schwerpunkt des Bundesministerium für Forschung und Technologie”, Transnuklear GmbH, NUKEM GmbH, Hanau, 1984.
- SENES (1998), “Long-term population dose due to radon (Rn-222) released from uranium mill tailings”, SENES Consultants Limited.
- SIMMONDS, J.R., LAWSON, G. and MAYALL, A. (1995), “Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment”, Luxembourg, EC, EUR 15760.

- STORCK, R. and BUHMANN, D. (1998), "A comparison of long-term safety aspects – concepts for disposal of spent fuel and wastes from reprocessing", in *Nuclear Technology*, Vol. 121, February 1998, p. 212-220.
- SUOLANEN, V., VUORI, S., and PÖLLÄNEN, L., "Risk analysis of spent fuel transportation related to EIA for repository site evaluation", *Nuclear Europe Worldscan*. (1999), Nos. 5-6, pp. 42-43.
- UNSCEAR (1988), United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): "Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, 1988, Report to the General Assembly, with annexes", United Nations, New York, 1988.
- UNSCEAR (1993), United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): "Sources and Effects of Ionizing Radiation, 1993, Report to the General Assembly, with annexes", United Nations, New York, 1993.
- UNSCEAR (1996), "Effects of radiation on the environment". In *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, 8-86, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 1996, Report to the General Assembly, with Scientific Annex, United Nations, New York.
- WOODHEAD, D. (1998), *The Impact of Radioactive Discharges on Native British Wildlife and the Implications for Environmental Protection*. Environment Agency R&D Technical Report P135, Environment Agency, Bristol, United Kingdom.

Annexe A

INFORMATIONS TECHNIQUES PROPRES AUX SITES CONSIDÉRÉS

Table des matières

A1.	Extraction et traitement du minerai d'uranium	73
	Sites de référence	73
	Évaluation des doses propres aux sites considérés	75
	Bibliographie	77
A2.	Conversion, enrichissement et fabrication du combustible	78
	Site de référence	78
	Bibliographie	80
A3.	Production d'énergie électrique	81
	Rejets des REP français	81
	Doses professionnelles dans certains pays Membres de l'AEN	84
	Bibliographie	85
A4.	Retraitement et vitrification	86
	Évolution des rejets de l'usine de retraitement de La Hague jusqu'en 1997	86
	Bibliographie	86
A5.	Entreposage et conditionnement du combustible utilisé	87
	Sites de référence	87
	Bibliographie	88
A6.	Transports	89
	Données de référence	89
	Bibliographie.....	92

Liste des figures

Figure A1.	Rejets annuels d'effluents liquides des réacteurs à eau sous pression de 900 MWe	81
Figure A2.	Rejets annuels d'effluents liquides des réacteurs à eau sous pression de 1 300 MWe	82

Liste des tableaux

Tableau A1.	Rejets de radionucléides dans les effluents liquides de l'installation de BNFL à Springfields (1995-1997).....	78
Tableau A2.	Rejets de radionucléides des installations de conversion de Malvesi/Pierrelatte	78
Tableau A3.	Rejets de l'installation d'enrichissement de Gronau (1 800 t d'UTS/a)	79
Tableau A4.	Effluents gazeux de l'usine MELOX de fabrication de combustible MOX (1997).	79
Tableau A5.	Effluents liquides de l'usine MELOX de fabrication de combustible MOW (1997)	79
Tableau A6.	Doses d'exposition professionnelle relevées à la Société EURODIF (1997)	80
Tableau A7.	Composition isotopique des effluents liquides de deux réacteurs français (hors tritium) – 1996	82
Tableau A8.	Composition isotopique des effluents gazeux de deux réacteurs français – 1996 ...	83

Tableau A9. Évolution des effluents liquides de deux réacteurs français de 900 et de 1 300 MWe	83
Tableau A10. Évolution des effluents gazeux de deux réacteurs français de 900 et de 1 300 MWe	84
Tableau A11. Valeur normalisée de la dose collective annuelle reçue par les travailleurs (Moyenne 1994-1996)	84
Tableau A12. Rejets de l'installation centralisée d'entreposage du combustible usé (CLAB) – 1996	87
Tableau A13. Rejets radioactifs de référence applicables à l'installation d'entreposage de combustible usé de Paks d'après le dossier de sûreté.....	88
Tableau A14. Installation pilote de conditionnement de Gorleben : Valeurs de rejet maximales fixées dans le dossier de sûreté	88
Tableau A15. Incidences radiologiques du transport dans le cadre du cycle du combustible nucléaire	93
Tableau A16. Incidences radiologiques du transport dans le cadre du cycle du combustible	94
Tableau A17. Doses collectives normalisées imputables au transport dans le cadre du cycle du combustible nucléaire.....	95

A1. Extraction et traitement du minerai d'uranium

Sites de référence

Les données relatives à Key Lake et à Cluff Lake qui figurent dans la présente section ont été obtenues auprès de la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) du Canada. Les données relatives à Olympic Dam et à la mine de Ranger ont été obtenues auprès du *Supervising Scientist Group* d'Australie et de la *Copper Uranium Division* de la Société WMC.

Key Lake, Canada

Les travaux menés sur le site de Key Lake, qui se trouve dans la partie sud-est du bassin d'Athabasca, dans le nord de la Saskatchewan au Canada, comprennent l'exploitation à ciel ouvert de deux gisements (Gaertner et Deilmann) qui seront épuisés en 1998. Key Lake produit de l'ordre de 6 000 t d' U_3O_8 (teneur moyenne de 2 %) par an depuis 1986.

Un gisement voisin, celui de McArthur River, est situé à environ 70 km au nord-est de Key Lake. On estime que ce site renferme de l'ordre de 91 000 t ayant une teneur moyenne de 4 % d' U_3O_8 . Le minerai provenant aussi bien de Key Lake (1998-1999) que de McArthur River a été et sera traité dans l'installation de traitement de Key Lake. La production résultant du traitement tant des réserves de minerai de Key Lake que du minerai de McArthur River est présumée demeurer identique au cours des prochaines années.

Tous les résidus du traitement du minerai des gisements de Gaertner et de Deilmann seront stockés en surface par une technique subaérienne. Le volume nominal final de cette installation de traitement des résidus est d'environ $5,8 \times 10^8$ m³.

Il existe à Key Lake de l'ordre de 80×10^6 t de stériles (< 4 000 t d' U_3O_8), dont la teneur est définie comme étant inférieure à 0,05 % d' U_3O_8 . Lors du démantèlement, les stériles seront utilisés pour remblayer les mines à ciel ouvert ou stockés sur un autre site agréé.

Selon certains indices, la teneur en arsenic et en nickel serait plus dangereuse que la radioactivité pour l'environnement. En conséquence, les possibilités d'extraire dans des conditions rentables le nickel et le cobalt contenus dans ces résidus sont à l'étude.

La densité de population autour de Key Lake est faible. Dans le rapport de la SENES en date de 1998, les densités de population sont évaluées à 0,034 et 0,63 habitant/km² dans un rayon de 100 km et à une distance comprise entre 100 et 2 000 km, sur la base des données démographiques du Canada et des États-Unis.

Cluff Lake, Canada

Le projet de Cluff Lake, qui comporte deux mines souterraines en cours d'exploitation, quatre puits à ciel ouvert épuisés, une installation de traitement et un stockage des résidus, se trouve au nord du Saskatchewan. En 1997, la production d'uranium de cette installation a représenté au total 1964 t d'U. La teneur moyenne en uranium est de 0,6 %. Certains des gisements d'uranium découverts renferment également des concentrations d'or présentant de l'intérêt sur le plan économique.

Les résidus sont stockés dans une cuvette protégée des infiltrations par une couverture de bentonite/till. À l'issue du démantèlement, on prévoit de stabiliser le calcaire contenu dans les résidus et de recouvrir les résidus d'une couche de matériaux locaux atteignant approximativement un mètre d'épaisseur. La capacité initialement prévue de la zone de stockage des résidus est d'environ $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Les densités de population autour du site d'extraction minière sont analogues à celles qui caractérisent le site de Key Lake (*rapport de la SENES, 1998*).

Olympic Dam, Australie

Olympic Dam est une mine souterraine contenant du cuivre, de l'or, de l'argent et de l'uranium, située à 560 km au nord d'Adelaide. La ville la plus proche est Roxby Downs, qui se trouve à environ 16 km au sud du site d'Olympic Dam. Le gisement a une longueur maximale d'environ 5 km et une largeur maximale de 2,5 km. Les ressources s'élèvent au total à 1 650 millions de tonnes de minerai, dont la teneur moyenne en cuivre est de 1,1 %, celle en uranium, de 0,4 kg/t et celle en or, de 0,5 g/t (*Annual Report de la WMC Limited 1998*). En 1998, la production a été de 1 740 t d'oxyde d'uranium.

Les résidus sont actuellement stockés dans deux bassins à digues annulaires avec parement d'argile, l'un constitué de trois cellules représentant au total une superficie de 190 ha et une hauteur de 13 m, et l'autre, mis en service en avril 1999, mesure 190 ha sur une hauteur de 7,5 m (*Olympic Dam Corporation Environmental Management and Monitoring Report, 1999*). Au moment du démantèlement, il est prévu de recouvrir l'installation de stockage des résidus d'une protection contre les émanations de radon d'un mètre, puis de roches, afin de réduire au minimum l'érosion ainsi que le dégagement de vapeur d'eau de la protection anti-radon (*Olympic Dam Expansion Project Environmental Impact Statement, Kinhill, 1997*).

La densité de population est d'environ 0,21 habitant/km² dans un rayon de 100 km et de 1,5 habitant/km² dans un rayon de 2 000 km (population de l'Australie) (*Rapport de la SENES, 1998*).

Ranger, Australie

La mine de Ranger est située à environ 220 km à l'est de Darwin en Australie septentrionale dans la région d'Alligator Rivers. Il s'agit d'une zone d'importance nationale et internationale eu égard au tourisme, à la culture aborigène et à l'habitat en zone humide. Pendant la période 1996/97, la production d'uranium a été de l'ordre de 4178 t. La teneur moyenne du minerai est d'environ 0,3 %.

Les résidus de traitement de l'uranium représentent de l'ordre de $13,9 \cdot 10^6$ t sur une superficie de 107 ha. Afin d'empêcher la dégradation de l'environnement, tous les résidus seront stockés dans les vides d'exploitation, lors de la cessation des activités d'extraction.

La densité de population locale (100 km) à la périphérie du site est évaluée à 0,054 habitant/km² (résidents locaux et aborigènes à proximité de la mine). À plus grande distance (2 000 km), la densité de population est évaluée à environ 1,8 habitant/km² (*Rapport de la SENES, 1998*).

Évaluation des doses propres aux sites considérés

Les doses délivrées aux populations locales de Key Lake/McArthur River au Canada ont été calculées pour un groupe critique à l'aide notamment du programme d'évaluation des résidus d'uranium (UTAP) et du modèle INTAKE. UTAP modélise les voies d'exposition et permet de réaliser une évaluation probabiliste du mouvement des contaminants provenant des sites d'extraction et de traitement du minerai. On obtient ainsi la moyenne arithmétique de 100 dosages pendant la dernière année d'exploitation, qui correspond théoriquement à la dose cumulée la plus élevée.

Les voies d'exposition prises en compte pour les calculs sont les suivantes : ingestion d'aliments récoltés sur place, absorption d'eau, inhalation de poussière et de descendants du radon et rayonnement du sol. Le poisson, le gros gibier et le menu gibier ont été considérés comme un élément important du régime alimentaire. Les récepteurs pris en compte sont notamment les exploitants de pavillons de pêche situés au voisinage de la mine, les résidents du campement minier et les chasseurs/cueilleurs vivant tout au long de l'année à proximité des mines.

Les doses estimées pour toutes les sources (fond naturel de rayonnement, mine, usine de traitement, etc.) s'inscrivent dans une fourchette comprise entre 0,13 mSv, sur le site de McArthur River, et 0,94 mSv dans le cas des chasseurs/cueilleurs à proximité de Key Lake. Selon les prévisions, le fond naturel de rayonnement ne devrait représenter que 27 % de l'exposition des travailleurs du campement de Key Lake, le reste étant principalement imputable au radon.

Étant donné que le gros gibier représente un pourcentage élevé de la dose globale reçue par une personne, la voie de transfert lichen-orignal-homme a été tout particulièrement étudiée en tant que scénario pessimiste. On a modélisé la dose reçue par un orignal sur une superficie de 332 km² contiguë à Key Lake. Il a été admis que l'eau et les lichens représentent les principales voies d'absorption de radionucléides. La dose reçue par une personne dont la principale source de protéines est la viande d'orignal originaire de cette zone a été estimée à 0,2 mSv/a.

Dans le cas d'Olympic Dam, le groupe critique est constitué des habitants de Roxby Downs. Aucun aborigène ne vit à proximité d'Olympic Dam. Compte tenu de son aridité, cette région est également dépourvue de toute activité agricole et de système de prélèvement des eaux superficielles desservant des habitations humaines. Les eaux souterraines ne sont pas consommables par l'homme. L'eau destinée à Roxby Downs est extraite du Grand bassin artésien situé à une centaine de kilomètres. La voie d'exposition la plus critique est l'inhalation de descendants du radon. La dose efficace reçue par le groupe critique est estimée à environ 0,020 mSv/a.

La définition des groupes critiques dans le cas de la mine de Ranger met en évidence deux groupes très différents. Le premier groupe se compose des habitants de Jabiru, localité située à environ 8 km à l'ouest du site de la mine. Jabiru compte de l'ordre de 1 400 habitants, principalement de souche européenne (qui ont un mode de vie occidental). La majorité des familles tirent une partie de leurs revenus de la mine. La voie d'exposition prédominante est constituée par l'inhalation de descendants du radon. Les exploitations minières n'ont aucune incidence sur l'approvisionnement en eau.

Le second groupe se compose des résidents aborigènes de la station de Mudginberri, qui se trouve à une douzaine de kilomètres du site de la mine. Leur mode de vie relève à la fois de la culture européenne et de la culture aborigène. Ils consomment un mélange de produits traditionnels du "bush" et de denrées alimentaires achetées dans les supermarchés. L'eau qu'ils consomment provient pour une large part des eaux superficielles de Magela Creek. Les voies d'exposition importantes sont constituées par l'ingestion de radionucléides présents dans les eaux superficielles et dans les produits du "bush".

La dose efficace moyenne délivrée aux groupes critiques a été estimée à environ 0,20 mSv (adultes) et 0,30 mSv (enfants) en 1996.

Les résidus de traitement présentent, pour les générations futures, un risque lié aux périodes radioactives des radionucléides en jeu mais aussi aux éléments stables que contiennent ces résidus. La modélisation informatique permet actuellement d'établir des estimations relatives aux diverses incidences à long terme de l'extraction du minerai d'uranium sur la santé et l'environnement (*Rapport de l'UNSCEAR, 1993 ; Étude BIOMOVs, 1999 ; Rapport de la SENES, 1998 ; Extern E, 1995*). Ces évaluations de risques soulèvent un problème important, à savoir le choix des intervalles de temps appropriés pour la prévision des incidences préjudiciables possibles. En outre, il semble y avoir certaines incertitudes quant aux défaillances éventuelles des structures de confinement des déchets, qui sont de nature à influencer sur les résultats finaux. Il conviendrait donc d'interpréter les résultats de la modélisation uniquement comme des indicateurs des incidences et tendances potentielles, plutôt que comme des valeurs absolues.

Plusieurs études contenant des estimations des doses à long terme à la population ont été publiées. Dans le dernier rapport de l'UNSCEAR paru en 1993, l'engagement de dose collective efficace correspondant aux tas de résidus abandonnés est estimé à 150 hommeSv par GW .an sur une période de 10 000 ans. Cependant, l'UNSCEAR a précisé que la dose pourrait être comprise entre 1 et 1 000 hommeSv/GWa en raison des incertitudes entachant les hypothèses.

Dans une étude entreprise par la Commission européenne sur les coûts externes des divers systèmes de production d'énergie (*Dreicer et al., 1995*), les incidences des étapes d'extraction et de traitement du minerai ont été évaluées pour le site français de Lodève. La valeur obtenue pour la dose collective s'élève à 0,18 hommeSv par TWh (1,6 hommeSv/GWa), mais cette étude se fondait sur le même terme source que celui utilisé dans le rapport de l'UNSCEAR de 1993. Une analyse de sensibilité a récemment été effectuée pour les divers termes sources correspondant à ce site (*Tort et al., 1999*). La valeur calculée de la dose individuelle délivrée aux personnes du groupe critique se trouvant à un ou deux km du site se situait dans une fourchette comprise entre 0,023 et 0,35 mSv/a et celle de la dose moyenne dans les dix premiers kilomètres s'élevait à 0,02 mSv/a. La dose collective a été estimée à 360 hommeSv/GWa, ce qui correspond à un terme source de 28 Bq km² s⁻¹ en l'absence de réaménagement du site. Après réaménagement du site, le flux d'émission de radon tombe à 0,2 Bq km² s⁻¹, ce qui équivaut au fond de rayonnement naturel local, aussi la dose collective devient-elle nulle.

L'étude effectuée par la Société *SENES Consultants* pour le compte de l'*Uranium Institute* repose sur des informations recueillies auprès de huit grandes usines de production d'uranium qui représentaient à l'époque (1997) 67 % de la production mondiale d'uranium. La dose moyenne calculée, cumulée sur une période de 10 000 ans, a été estimée à 0,96 hommeSv/GWa.

Le rapport récemment publié sur l'étude BIOMOVs II (*Camus et al., 1999*), qui avait pour objet de comparer les modèles de calcul utilisés pour évaluer les incidences à long terme des contaminants rejetés par les résidus de traitement, formule certaines conclusions génériques sur les voies d'exposition. Parmi les caractéristiques qui doivent être prises en compte dans la modélisation figurent la chimie des résidus, les barrières ouvragées, la dégradation à long terme des barrières ouvragées et des résidus, le système hydrogéologique, la biosphère locale et les résultats de l'évaluation. Il semble que toute une gamme de voies d'exposition et de transfert de contaminants influe sur la valeur totale de la dose (ou absorption) et que les incidences maximales sur les individus ne se produiront peut-être pas avant des centaines d'années.

Bibliographie

BIOMOVS Study 1998, voir Camus *et al.* 1999.

CAMUS, H., LITTLE, R. *et al.*, “Long-term contaminate migration and impacts from uranium mill tailings”, in *J. Environ. Radio.*, Vol. 42, pp.289-304, 1999 (BIOMOVS Study).

DREICER, M., TORT, V., and MANEN, P., “Nuclear fuel cycle”, Report N° 234, ExternE Project, 1995.

EUR (1995), *ExternE Externalities of Energy, Vol. 5: Nuclear*, European Commission Report EUR 16524 EN.

ICRP, “Protection against radon-222 at home and at work”, ICRP Publication 65, 1993.

“Long-term population dose due to radon (Rn-222) released from uranium mill tailings”, SENES Consultants Limited, 1998.

METCALF, P.E., “Management of waste from the mining and milling of uranium and thorium-bearing ores”, in *Proceedings IRPA 9, 1996 International Congress on Radiation Protection*, Vienna, pp.1-391.

“Olympic Dam Corporation Environmental Management and Monitoring Report, 1999”.

TORT, V., SCHNEIDER, T. and DAROUSSIN, J.-L. (1999), « Évaluation de l’impact radiologique du radon associé au stockage des résidus de traitement de minerais d’uranium » ; in *Radioprotection*, vol. 34, n° 4, pp. 491-504.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), *Sources, effects and risks of ionizing radiation*, UNSCEAR Report 93.

WMC, “WMC Limited Annual Report 1998”.

A2. CONVERSION, ENRICHISSEMENT ET FABRICATION DU COMBUSTIBLE

Sites de référence

Des données d'expérience sur les rejets de certaines installations sont présentées dans les tableaux suivants.

Tableau A1. **Rejets de radionucléides dans les effluents liquides de l'installation de BNFL à Springfields (1995-1997)**

Radionucléide	Rejets annuels (GBq/a)		
	1995	1996	1997
^{230}Th	5.7×10^1	4.8×10^1	5.2×10^1
^{232}Th	1.6	1.4	1.1
U (•)	$4. \times 10^1$	6.1×10^1	5.7×10^1
$^{234}\text{Th}^*$	5.5×10^4	7.5×10^4	7.1×10^4
$^{234\text{m}}\text{Pa}^*$	5.5×10^4	7.5×10^4	7.1×10^4

* D'après des données sur les rejets d'activité b, qui sont présumés contenir 50 % de ^{234}Th -et 50 % de $^{234\text{m}}\text{Pa}$.

Tableau A2. **Rejets de radionucléides des installations de conversion de Malvesi/Pierrelatte**

	Rejets annuels			
	Gazeux		Liquides	
	GBq/a	GBq/GWa	GBq/a	GBq/GWa
Malvesi				
^{234}U	1.3×10^{-1}	2.2×10^{-3}	6.4	1.1×10^{-1}
^{235}U	5.5×10^{-3}	9.6×10^{-5}	2.7×10^{-1}	4.8×10^{-3}
^{238}U	1.2×10^{-1}	2.1×10^{-3}	6.0	1.1×10^{-1}
Pierrelatte				
^{234}U	4.6×10^{-2}	1.3×10^{-3}	7.0×10^{-3}	2.0×10^{-4}
^{235}U	2.0×10^{-3}	5.7×10^{-5}	3.0×10^{-4}	8.6×10^{-6}
^{238}U	4.3×10^{-2}	1.2×10^{-3}	6.7×10^{-3}	1.9×10^{-4}

D'après (EUR 1995) *ExternE-Study*, paragraphe 5.3.

Tableau A3. Rejets de l'installation d'enrichissement de Gronau (1 800 t d'UTS/a)

Rejets gazeux imputables aux matières premières	Limite autorisée (GBq/a)	Rejets en 1997 (GBq/a)
Activité α		
(sans $^{220}, ^{222}\text{Rn}$)	5.2×10^{-3}	2.4×10^{-5}
Activité β	5.2×10^{-3}	1.6×10^{-4}
Effluents liquides	Limite autorisée (Bq/a)	Rejets en 1997
Activité α	7.4×10^{-4}	3.0×10^{-6}
Activité β	2.8×10^{-3}	2.0×10^{-5}

En outre, des limites très basses ont été autorisées pour les rejets du système de ventilation du bâtiment où se déroule l'enrichissement et pour les stockages de l'uranium et des résidus de traitement.

Tableau A4. Effluents gazeux de l'usine MELOX de fabrication du combustible MOX (1997)

Radionucléide	Activité rejetée (MBq)	Activité rejetée (MBq/TWh)
^{238}Pu	$< 6.69 \times 10^{-2}$	$< 2.81 \times 10^{-3}$
$^{239/240}\text{Pu}$	$< 5.84 \times 10^{-2}$	$< 2.45 \times 10^{-3}$

Le contrôle des effluents gazeux ne porte que sur les isotopes du plutonium.

< signifie « inférieure au niveau de détection ».

Tableau A5. Effluents liquides de l'usine MELOX de fabrication du combustible MOX (1997)

Radionucléide	Activité rejetée (MBq)	Activité rejetée (MBq/TWh)
^{238}Pu	< 1.98	$< 8.32 \times 10^{-2}$
^{239}Pu	$< 3.36 \times 10^{-1}$	$< 1.41 \times 10^{-2}$
^{240}Pu	$< 4.81 \times 10^{-1}$	$< 2.02 \times 10^{-2}$
^{241}Pu	$< 1.67 \times 10^{-3}$	$< 7.02 \times 10^{-5}$
^{242}Pu	$< 1.67 \times 10^{-3}$	$< 7.02 \times 10^{-5}$
^{241}Am	$< 2.88 \times 10^{-1}$	$< 1.21 \times 10^{-2}$
Activité α totale	< 3.09	$< 1.30 \times 10^{-1}$

Nota : Après une mesure approximative de l'activité α , on déduit les activités spécifiques des nucléides en utilisant un spectre de référence. Il n'y a pas lieu de citer les activités des isotopes de l'uranium qui sont bien inférieures à celles des isotopes du plutonium car l'activité spécifique de l'uranium est négligeable par rapport à l'activité spécifique du plutonium.

< signifie « inférieure au niveau de détection ».

Tableau A6. Doses d'exposition professionnelle relevées à la Société EURODIF (1997)

	Nombre de travailleurs	Nombre de travailleurs ayant reçu des doses supérieures à zéro	Dose collective (hommeSv)	Répartition de la dose individuelle (mSv)			
				0-0.35	0.35-0.75	0.75-1.5	> 1.5
Travailleurs d'EURODIF	1 006	40	0.018	22	13	5	0
Travailleurs de l'extérieur	614	3	0.001	1	2	0	0
Ensemble des travailleurs	1 620	43	0.019	23	15	5	0

Bibliographie

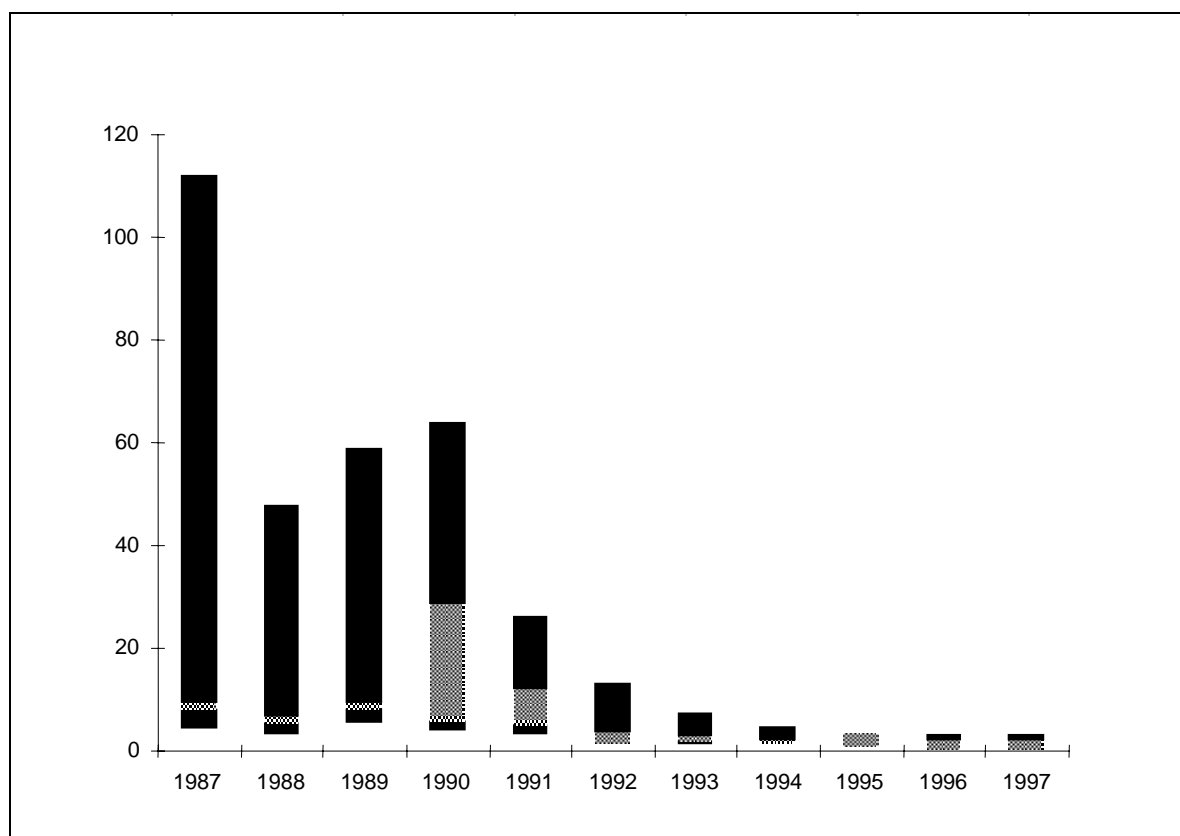
EUR (1995), *ExternE Externalities of Energy, Vol. 5: Nuclear*. Rapport de la Commission européenne EUR 16524 EN.

Hörmann, E. (1996), *Aktualisierung des Sicherheitsvergleichs zwischen Wiederaufarbeitung und Direkter Endlagerung sowie des Kenntnisstandes zur Konditionierung abgebrannter Brennelemente*. Unterauftrag zu BMU-Vorhaben SR 2986, août 1996.

A3. PRODUCTION D'ÉNERGIE ÉLECTRIQUE

Rejets des REP français

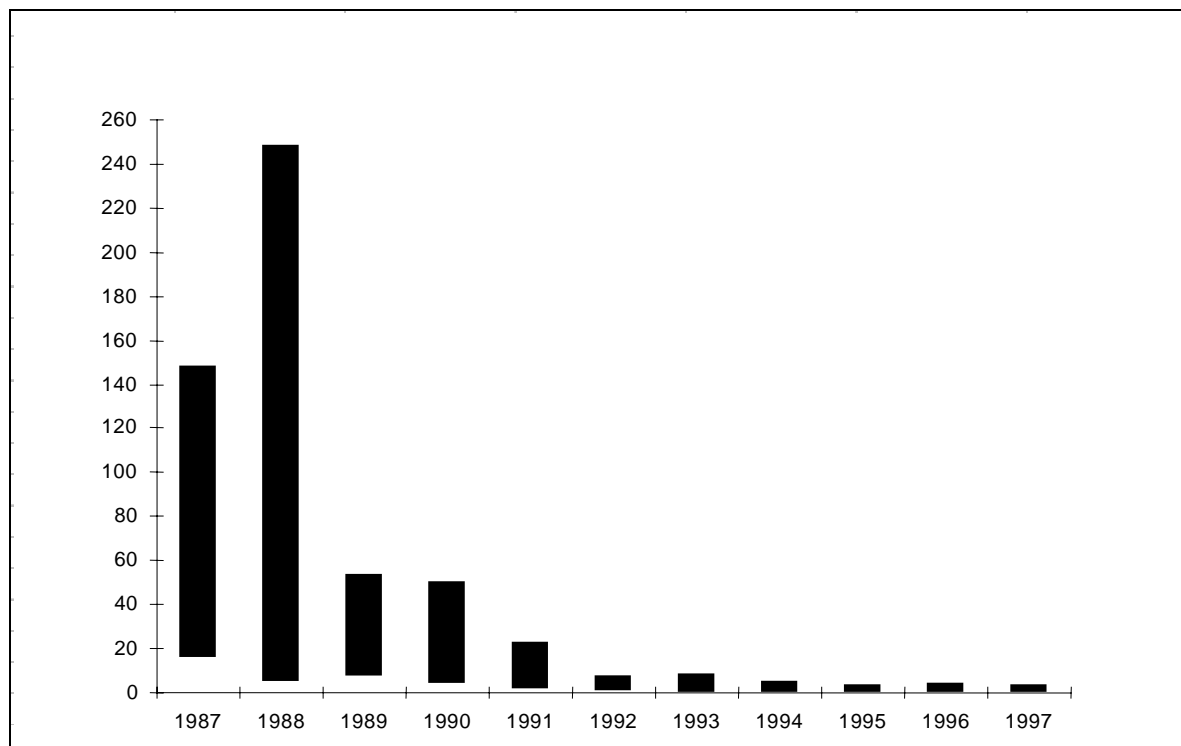
Figure A1. Rejets annuels d'effluents liquides des réacteurs à eau sous pression de 900 MWe



Activités minimales et maximales (hors tritium) rejetées par tranche de 900 MWe (GBq)

(Nota : Les rejets des centrales dont au moins un réacteur est chargé en combustible MOX sont représentés en grisé)

Figure A2. Rejets annuels d'effluents liquides des réacteurs à eau sous pression de 1 300 MWe



Activités minimales et maximales (hors tritium) rejetées par tranche de 1 300 MWe (GBq)

Tableau A7. Composition isotopique des effluents liquides de deux réacteurs français (1996) (hors tritium)

	⁵⁴ Mn (%)	⁵⁸ Co (%)	⁶⁰ Co (%)	^{110m} Ag (%)	¹²⁴ Sb (%)	¹³¹ I (%)	¹³⁴ Cs (%)	¹³⁷ Cs (%)	Autres (%)
Réacteur de 900 MWe									
Saint-Laurent	1.0	15.0	9.0	43.0	12.0	2.5	2.0	4.0	11.5
Réacteur de 1 300 MWe									
Saint-Alban	0.7	34.1	19.1	6.1	8.5	0.3	8.2	19.8	3.1

Centrale dont au moins un réacteur est chargé en combustible MOX.
 Nucléide prépondérant.

Tableau A8. Composition isotopique des effluents gazeux de deux réacteurs français (1996)

	Gaz rares et tritium*						Halogènes et aérosols**						
	Total (TBq)	⁸⁵ Kr (%)	¹³³ Xe (%)	¹³⁵ Xe (%)	⁴¹ Ar (%)	³ H (%)	Total (MBq)	¹³¹ I (%)	¹³³ I (%)	⁵⁸ Co (%)	⁶⁰ Co (%)	¹³⁴ Cs (%)	¹³⁷ Cs (%)
Réacteur de 900 MWe													
St-Laurent	1.75	4.7	60.0	7.0	1.9	26.3	20.5	85.6	10.4	0.9	1.1	0.7	0.8
Réacteur de 1 300 MWe													
St-Alban	9.72	0.3	46.3	11.5	1.2	40.8	145.6	69.4	18.8	5.7	2.7	1.8	1.7

 Centrale dont au moins un réacteur est chargé en combustible MOX.


* Les autres gaz rares (essentiellement ^{85m}Kr, ⁸⁷Kr, ⁸⁸Kr, ^{133m}Xe, ¹³⁸Xe) ne sont pas pris en compte dans ce spectre. Leur activité est estimée à 10 % du total.


** Les mesures par spectrométrie γ n'étant pas réalisées en temps réel, les isotopes de l'iode de période inférieure à 24 h ne sont pas comptabilisés. Ils contribuent pour environ 50 % au total des iodures.

Tableau A9. Évolution des effluents liquides de deux réacteurs français de 900 et de 1 300 MWe

Source : EDF, 1997

Année	Saint-Laurent A1-A2 B1-B2 (900 MWe)				Saint-Alban 1-2 (1 300 MWe)			
	β total (GBq)	γ total (GBq)	Somme R.E. (GBq)	Tritium (TBq)	β total (GBq)	γ total (GBq)	Somme R.E. (GBq)	Tritium (TBq)
1987	17	58	32	43	88	264	141	29
1988	10	41	21	31	30	165	95	21
1989	18	80	32	43	23	120	65	37
1990	11	58	23	34	25	100	61	30
1991	11	49	20	36	9	53	30	24
1992	8.0	19	6.0	41	2	12	6	9
1993	13	26	8.6	33	1.1	8.6	3.4	13
1994	8.2	16	5.4	24	1.3	6.6	2.8	16
1995	4.8	6.0	2.3	16	1.7	6.7	3.0	22
1996	4.7	6.2	2.0	20	2.2	5.0	3.0	43
1997	3.6	7.1	3.0	17	1.9	8.2	5.4	23



 Centrale dont une tranche est chargée en combustible MOX.

 Centrale dont deux tranches sont chargées en combustible MOX.

Les rejets d'effluents liquides – hors tritium – des REP français ont évolué à la baisse dans des proportions importantes au cours de la période 1987-1997, grâce à la mise en place de nouveaux traitements, à la sensibilisation et à la formation des opérateurs et à l'identification et l'application des bonnes pratiques qui ont permis de réduire sensiblement l'écart entre les sites les plus performants et ceux qui rejetaient le plus d'effluents. Globalement, les effluents radioactifs liquides, hors tritium, ont été divisés par plus de 10.

Tableau A10. **Évolution des effluents gazeux de réacteurs de 900 MWe et de 1 300 MWe**
Source : EDF, 1997

	Saint-Laurent A1-A2 B1-B2		Saint-Alban 1-2	
	Gaz (TBq)	A+H (GBq)	Gaz (TBq)	A+H (GBq)
1987	11	0.15	15	0.10
1988	< 8.6	< 0.10	< 17	< 0.09
1989	< 23	< 0.17	< 10	< 0.12
1990	< 4.7	< 0.09	< 11	< 0.09
1991	< 2.0	< 0.03	< 16	< 0.30
1992	< 8.7	< 0.04	< 14	< 0.12
1993	< 9.2	< 0.04	< 14	< 0.13
1994	< 9.4	< 0.04	< 13	< 0.09
1995	< 19	< 0.08	< 13	< 0.60
1996	< 11	< 0.075	< 11	< 0.14
1997	< 12	< 0.10	< 14	< 0.12

 Centrale dont une tranche est chargée en combustible MOX.
 Centrale dont deux tranches sont chargées en combustible MOX.
A+H Aérosols et halogènes

Les rejets d'effluents gazeux radioactifs comprennent les rejets concertés (qui résultent de la vidange des bâches de stockage) et les rejets permanents (activité libérée par les systèmes de ventilation). Les rejets permanents (environ 90 % du total) ont une activité volumique toujours inférieure au seuil de détection, aussi ne dispose-t-on, en termes d'évaluation, que d'une borne supérieure. Cette estimation varie en fonction de l'évolution du seuil de mesure.

Doses professionnelles dans certains pays Membres de l'AEN

Tableau A11. **Valeur normalisée de la dose collective annuelle reçue par les travailleurs (Moyenne 1994-1996)**

	Dose collect. annuelle moyenne par centrale (hommeSv)	Dose collective annuelle moyenne par GW installé (hommeSv/GWe)	Dose collective annuelle moyenne par GWa(e) produit (hommeSv/Gwa)
États-Unis	1.42	1.39	3.7
Japon	1.22	1.24	1.8
Corée	1.02	1.07	1.2
Asie (moyenne)	1.15	1.19	1.6
Belgique	1.29	1.31	1.8
France	1.64	1.62	2.4
Allemagne	1.76	1.44	2.7
Espagne	1.78	1.89	2.4
Suède	0.79	0.80	1.1
Suisse	1.16	1.17	1.2
Europe (moyenne)	1.61	1.56	2.3
Chine	0.68	0.74	1.1
Afrique du Sud	0.87	0.90	1.5
Pays non membres de l'AEN (moyenne)	0.78	0.82	1.3
Total (moyenne)	1.46	1.43	2.7

Source: Système international d'information sur la radioexposition professionnelle (ISOE), (AEN, 1996)

Bibliographie

- EDF (1996), « Électricité de France – Production transport, Département Sécurité Radioprotection Environnement, Résultats Sécurité Radioprotection Incendie 1996 ».
- EDF (1997), « Électricité de France – Production transport, Département Sécurité Radioprotection Environnement », Activity Report 1997 – Environment Appendix.
- NEA (1996), “OECD Nuclear Energy Agency – International Atomic Energy Agency, Occupational Exposures at Nuclear Power Plants, Sixth Annual Report (1986-1996)”.

A4. RETRAITEMENT ET VITRIFICATION

Évolution des rejets de l'usine de retraitement de La Hague jusqu'en 1997

De 1987 à 1997, la quantité de combustible usé traité a augmenté d'un facteur de 4, passant de 425 à 1 670 tML.

Au cours de cette période, l'activité des effluents liquides de ^3H est passée de 2 960 à 11 900 TBq, soit bien en dessous du niveau maximal autorisé de 37 000 TBq. Les autres émetteurs β - γ ont été ramenés de 1 110 TBq à < 50 TBq, soit bien en dessous du niveau maximal autorisé de 1 700 TBq. En 1966, la quantité de césium and de strontium s'établissait à 7,7 TBq (niveau maximal autorisé : 220 TBq) et la quantité de ^{129}I s'élevait à 1,7 TBq. La quantité totale d'émetteurs α , qui était de 0,46 TBq en 1987, a diminué d'un facteur de 10 en 1997 pour s'établir à 0,045 TBq (niveau maximal autorisé : 1,7 TBq).

Au cours de la même période, l'activité des effluents gazeux de ^3H , qui représentait 15 TBq en 1987, est progressivement passée à 75,7 TBq (niveau maximal autorisé : 2 200 TBq). La quantité de ^{129}I est passée de 0,015 à 0,036 TBq, cependant que celle du ^{85}K augmentait d'un facteur 7, passant de 42 000 TBq à 297 000 TBq (niveau maximal autorisé : 48 000 TBq). La quantité d'aérosols a été en légère baisse, passant de $6 \cdot 10^{-5}$ TBq en 1987 à $2 \cdot 10^{-5}$ TBq en 1986 (niveau maximal autorisé : 0,074 TBq).

Bibliographie

COGEMA (1998), *Dossiers d'enquête publique, La Hague, décembre 1998*, INB 117, COGEMA, p. 73 ; effluents liquides, p. 81 ; effluents gazeux, p. 104-109.

A5. ENTREPOSAGE ET CONDITIONNEMENT DU COMBUSTIBLE USÉ

Sites de référence

Tableau A12. Rejets de l'installation centralisée d'entreposage du combustible usé (CLAB) – 1996

Radionucléides	Activités rejetées (Bq)	
	Dans l'air	Dans l'eau
^3H		2.710^9
^{22}Na		8.8×10^4
^{51}Cr		4.2×10^6
^{54}Mn	3.3×10^5	1.2×10^7
^{57}Co		2.3×10^5
^{58}Co		8.6×10^6
^{60}Co	2.8×10^7	4.2×10^8
^{59}Fe		8.4×10^5
^{65}Zn		3.6×10^6
^{90}Sr	8.1×10^4	2.9×10^5
$^{110\text{m}}\text{Ag}$		1.4×10^6
^{124}Sb		4.3×10^5
^{125}Sb	2.4×10^5	2.4×10^7
^{134}Cs		4.2×10^6
^{137}Cs		8.8×10^7
^{140}La		1.3×10^5
$^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$		8.5×10^2
$^{238}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$		3.2×10^4
$^{243}\text{Cm}/^{244}\text{Cm}$		1.0×10^4
^{242}Cm		4.9×10^3
^{243}Am		3.6×10^3

D'après ces données sur les rejets, les doses délivrées au groupe critique (propre au site considéré) en 1996 ont été estimées à $1,2 \times 10^{-6}$ mSv, dans le cas des rejets gazeux, et à $4,0 \times 10^{-6}$ mSv, dans celui des rejets dans l'eau.

Tableau A13. Rejets radioactifs de référence applicables à l'installation d'entreposage du combustible usé de Paks d'après le dossier de sûreté

Isotopes	Effluents atmosphériques(Bq/a)		Effluents liquides (Bq/a)
	A la cheminée	Hall de chargement	
³ H	5.4×10^7		3.1×10^7
⁵⁴ Mn	2.3×10^5	9.0×10^3	1.1×10^4
⁶⁰ Co	6.4×10^5	2.5×10^4	1.8×10^4
^{110m} Ag	6.4×10^4	2.5×10^3	1.1×10^6
Autres produits de fission ou d'activation émetteurs β et γ	< 1		1.9×10^5
Nucléides émetteurs α	< 5×10^{-5}		2.0×10^2

L'expérience pratique tirée du chargement de 450 assemblages combustibles irradiés lors de l'ouverture de l'installation de stockage à Paks en 1997 montre que les rejets réels sont bien inférieurs aux valeurs de référence adoptées dans le dossier de sûreté. Par suite de certains problèmes liés à la mise en service de l'installation, les rejets gazeux de ³H ont été légèrement plus élevés que prévu. En ce qui concerne les rejets gazeux, en dehors du tritium, seuls le ⁵⁴Mn, le ⁶⁰Co et le ^{110m}Ag ont pu être mesurés. Tous les autres radionucléides étaient en dessous des limites de détection. Les rejets liquides de ⁵⁴Mn et de ⁶⁰Co ont dépassé les valeurs de référence d'un facteur compris entre 4 et 6, alors que les rejets de ³H ont été bien inférieurs à la valeur de référence.

**Tableau A14. Installation pilote de conditionnement de Gorleben
(Valeurs de rejet maximales fixées dans le dossier de sûreté)**

Radionucléide	Valeurs maximales proposées dans la demande d'autorisation (Bq/a)	
	Effluents gazeux	Effluents liquides
³ H	7.4×10^{11}	3.7×10^8
⁸⁵ Kr	1.5×10^{15}	
¹²⁹ I	8.1×10^7	
Aérosols émetteurs α	6.7×10^7	7.4×10^7
Aérosols émetteurs β et γ	4.4×10^9	1.9×10^9

Les doses individuelles maximales qui en résultent pour la population ont été calculées, dans le cadre de la demande d'autorisation, en fonction de ces valeurs (4 μSv/a pour la dose à l'organisme entier, 31 mSv/a pour la dose à la thyroïde). Jusqu'à présent, aucune autorisation n'a été délivrée pour ce projet.

Dans son rapport de 1966, Hörmann a évalué à 6×10^5 hommeSv/GWa la dose collective à la population au cours de cette étape du conditionnement des assemblages combustibles irradiés.

Bibliographie

HÖRMANN, E. (1996), "Aktualisierung des Sicherheitsvergleichs zwischen Wiederaufarbeitung und Direkter Endlagerung sowie des Kenntnisstandes zur Konditionierung abgebrannter Brennelemente", Unterauftrag zu BMU-Vorhaben SR 2986, août 1996.

A6. TRANSPORTS

Données de référence

En ce qui concerne les incidences radiologiques découlant des activités normales de transport de matières radioactives dans le cadre du cycle du combustible nucléaire, les données présentées dans les publications sont le plus souvent fragmentaires. À quelques exceptions près, les pays ne possèdent pas d'informations détaillées. Les résultats obtenus par un comité technique de l'AIEA constituent la source la plus exhaustive de données (AIEA, 1986). Les données pertinentes sont reproduites dans le Tableau A15. Bien que ces données soient incomplètes dans la mesure où elles ne couvrent pas l'ensemble du monde et se limitent, dans certains cas, à une partie seulement du segment transport dans les pays considérés, on pourrait déduire du présent rapport que les expositions imputables aux activités normales de transport sont très faibles, aussi bien pour les travailleurs que pour le public. Dans son rapport de 1988 (UNSCEAR, 1988), le Comité des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants a établi des équivalents de dose collective efficace normalisés de 0,2 hommeSv/GWa et de 0,1 hommeSv/GWa respectivement pour l'exposition professionnelle et pour l'exposition de la population, en s'inspirant des contributions des États-Unis et du Royaume-Uni à l'étude de l'AIEA. Dans son rapport de 1993 (UNSCEAR, 1993), ce Comité a confirmé la valeur de la dose efficace collective normalisée de 0,1 hommeSv/GWa pour l'exposition de la population.

À l'heure actuelle, les données les mieux documentées sur les doses imputables au transport de matières radioactives en Europe émanent de la France, du Royaume-Uni et de l'Allemagne. Ces trois pays retraitent le combustible utilisé en France ou au Royaume-Uni. Les valeurs des doses sont reproduites dans le Tableau A16. Seul est pris en considération le transport dans des conditions normales (activités de routine). En Finlande, pays qui ne pratique pas le retraitement, *VTT Energy* a récemment procédé à une analyse exhaustive des risques que comporte pour la santé le transport du combustible utilisé (Suolalanen *et al.*, 1999). Ces résultats sont reproduits dans le Tableau A16.

Les données françaises sont tirées d'estimations des doses reçues par les travailleurs et la population, établies sur une base triennale de 1981 à 1990 (Hammond *et al.*, 1993). Dans une étude franco-allemande (Fett *et al.*, 1997), les évaluations des doses concernent le retour en Allemagne (Gorleben) de déchets ayant été retraités en France (La Hague). Ces déchets sont issus du retraitement de 4 650 tML provenant de la production d'électricité en Allemagne entre 1985 et 1995. Une étude allemande (Schneider *et al.*, 1984) relative au stockage direct des déchets évalue la dose radiologique et le risque liés au transport de combustible utilisé et de déchets de faible activité correspondant à 700 tML/a pour une production d'énergie nucléaire de 26,6 GWe. Un rapport (Gelder, 1992) expose les résultats des évaluations des doses imputables au transport normal de matières radioactives sur le territoire du Royaume-Uni jusqu'en 1989. Une autre rapport (Hörmann, 1996) établit une comparaison de doses entre les deux cycles du combustible nucléaire envisagés en Allemagne.

À partir des données figurant dans les Tableaux A15 et A16, on a calculé les doses collectives normalisées (à l'unité d'énergie nucléaire produite dans les centrales nucléaires), en tenant compte des quantités d'énergie nucléaire produites au cours des années correspondantes dans les pays considérés (Tableau A17). Cependant, comme les années où a lieu le transport du combustible utilisé et des déchets,

par exemple, peuvent ne pas correspondre aux années où ce combustible a produit de l'électricité, les résultats comportent des inexactitudes. Les doses collectives normalisées ont été ventilées dans les rubriques suivantes : transport du combustible neuf, transport de l'uranium et du plutonium récupérés, transport du combustible utilisé et des déchets.

S'agissant du combustible utilisé, les valeurs des doses ne diffèrent pas trop les unes des autres, sauf en ce qui concerne la Finlande. Les écarts entre les doses d'exposition professionnelle peuvent être dus aux distances à parcourir et aux conditions de transport. Les doses collectives délivrées au public dépendent aussi dans une très large mesure de la densité de la population et du trafic. Cependant, les données relatives à la France et au Royaume-Uni peuvent inclure des expéditions de combustible étranger, d'où une surestimation des doses, sauf dans le cas des valeurs les plus faibles des doses au public indiquées pour le Royaume-Uni (1989), qui ne concernent que le combustible de ce pays. La raison pour laquelle les valeurs des doses finlandaises sont élevées, notamment celles délivrées aux travailleurs, tient aux hypothèses fortement empreintes de conservatisme et à la prise en compte de scénarios anormaux. Quant aux différences entre les doses imputables au transport dans les deux options envisagées, elles sont à l'évidence principalement liées aux lieux d'implantation des installations de conditionnement et de retraitement. Les quantités de combustible utilisé par unité d'énergie produite ne différeront guère d'une option à l'autre.

En ce qui concerne le transport du combustible neuf ou de l'uranium et du plutonium récupérés, les raisons susceptibles d'entraîner des différences entre les valeurs relevées sont à peu près les mêmes que dans le cas du transport du combustible utilisé. Il peut y avoir certains écarts entre les doses collectives relevées pour les deux options envisagées, bien que les mêmes quantités de combustible soient requises pour une production d'électricité identique. Le transport de l'uranium et du plutonium récupérés entre l'usine de retraitement et l'usine de fabrication du combustible se traduira vraisemblablement par une dose plus faible que le transport d'une quantité équivalente de minerai depuis la mine d'uranium, qui doit encore être transportée à l'usine de conversion et d'enrichissement avant d'être dirigée sur l'usine de fabrication du combustible. Dans la plupart des cas, il y a lieu de penser que des facteurs tels que les conditions de transport et la main-d'œuvre qui l'effectue joueront en faveur du transport du combustible à partir des installations de retraitement (compte tenu de la dose plus faible qui en résulte). Aucune valeur spécifique n'a été recueillie au sujet du transport de l'uranium à destination des usines d'enrichissement et de fabrication du combustible. Toutefois, en termes de dose totale, la différence entre les deux options pourrait ne pas être importante, la quantité de minerai d'uranium requise pour la fabrication de combustible neuf ne différant guère d'un cycle à l'autre.

Eu égard au transport des déchets radioactifs dans le cadre du cycle du combustible nucléaire, il convient d'établir une distinction entre les déchets (de faible et moyenne activité) provenant des centrales nucléaires et les déchets issus des usines de retraitement et de conditionnement. Bien qu'il n'y ait pas lieu de penser que la dose liée au transport des déchets en provenance des centrales nucléaires variera considérablement d'une option à l'autre, des écarts plus importants sont susceptibles de se produire dans le cas des déchets provenant des deux autres types d'installations. Les publications présentant les doses imputables au transport des déchets de faible et moyenne activité ne fournissent en général guère de précisions sur l'origine de ces déchets (centrale nucléaire, retraitement, conditionnement). Seules les données allemandes et franco-allemandes recueillies dans deux études (Fett *et al.*, 1997 ; Schneider *et al.*, 1984) sont suffisamment détaillées pour établir une telle distinction. Ces données permettent de dégager une différence de l'ordre de 2×10^{-3} hommeSv/GWa dans la dose collective totale (aux travailleurs et au public) en faveur du stockage direct si l'on omet les déchets de faible et moyenne activité provenant des centrales nucléaires. Cette différence peut tenir en partie au fait que l'usine de retraitement (La Hague) est plus éloignée du dépôt (Gorleben) que l'installation de conditionnement (située dans le sud de l'Allemagne). Cependant, il y a aussi lieu de s'attendre à ce que les quantités de déchets de faible et moyenne activité soient plus importantes dans le cas de l'option avec retraitement en raison des

apports provenant de l'étape du retraitement. Quant au transport des déchets de haute activité (y compris le combustible usé) en provenance des installations de conditionnement et de retraitement, les doses collectives totales (délivrées au public et aux travailleurs) relevées dans ces mêmes études sont tout à fait analogues pour les deux options. La quantité de déchets de haute activité à transporter est toutefois plus faible dans le cas du retraitement, mais cet avantage sera contrebalancé par la plus grande distance de transport dans le cas du cycle fermé.

En ce qui concerne les activités courantes de transport des matières radioactives dans les trois importants segments du cycle du combustible nucléaire, à savoir le combustible usé, le combustible neuf et les déchets, les différences entre les doses collectives normalisées (tant pour les travailleurs que pour le public) dans les deux options du cycle du combustible envisagées devraient être relativement faibles, soit de l'ordre de 10^{-3} hommeSv/GWa. Ces différences peuvent s'expliquer, d'une part, par la situation géographique des installations et, de l'autre, par des facteurs inhérents aux systèmes. Parmi ces facteurs figurent notamment les quantités plus importantes de minerai d'uranium neuf et de combustible usé à transporter dans le cas du cycle direct et les quantités plus importantes de déchets de faible et moyenne activité, ainsi que d'uranium et de plutonium récupérés, dans celui du cycle avec retraitement. Toutefois, une étude allemande récente (Hörmann, 1996) fait apparaître des doses collectives plus élevées dans le cycle fermé, les différences étant supérieures à 10^{-2} hommeSv/GWa pour la dose d'exposition professionnelle et inférieures d'un ordre de grandeur pour la dose délivrée au public. Les chiffres relatifs à la dose d'exposition professionnelle sont en contradiction avec les chiffres indiqués pour l'Allemagne dans le rapport de l'AIEA (AIEA, 1986), mais ils correspondent au chiffre donné pour le Royaume-Uni dans le même document. Cependant, une étude finlandaise résumée dans un rapport (Suolanen *et al.*, 1999) indique des valeurs élevées des doses d'exposition professionnelle (comparables aux valeurs correspondant à l'ensemble du cycle du combustible en Allemagne) pour le transport du combustible usé uniquement dans le cycle direct.

Les doses individuelles annuelles maximales relevées sont comprises entre des doses insignifiantes, pour le public, (moins de 0,01 ou 0,03 mSv/a) et des doses inférieures à 5 mSv/a (10 mSv/a dans le cas de la Finlande), pour les travailleurs en Europe.

En conclusion, il convient de souligner que les incidences radiologiques du transport dépendent d'un certain nombre de facteurs : les matières transportées et leur radioactivité, la distance et le mode de transport, le lieu d'implantation des installations et la distribution de la population. Outre ces aspects complexes et le caractère fragmentaire des données, aucun modèle générique ne s'est avéré propre à une comparaison systématique des incidences radiologiques des deux options envisagées.

Bibliographie

- IAEA (1986), "Assessment of the radiological impact of the transport of radioactive materials", International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-398, Vienna.
- UNSCEAR (1988), United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, 1988, Report to the General Assembly, with annexes*, United Nations, New York, 1988.
- UNSCEAR (1993), United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), *Sources and Effects of Ionizing Radiation, 1993, Report to the General Assembly, with annexes*, United Nations, New York, 1993.
- HAMMARD, J., RINGOT, C. *et al.*, "Estimation of the individual and collective doses received by workers and the public during the transport of radioactive materials", *Transport of Radioactive Materials (PATRAM)*, Vol. 1, 67-73, Yokohama, 1993.
- FETT, H.-J. LANGE, F. Lombard, J. *et al.*, "Transport risk assessment study for reprocessing waste materials to be returned from France to Germany. IPSN, CEPN, GRS Final Report", GRS – 141, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Cologne, 1997.
- SCHNEIDER, K. JOBST, C. *et al.*, "Technisches Konzept und Sicherheitsanalyse des Transports von Endlagergebänden mit abgebrannten Brennelementen", Anschlussbericht, Technischer Anhang 5, KWA 3302/0, KWA 3310/7 in *Andere Entsorgungstechniken. F+E Schwerpunkt des Bundesministerium für Forschung und Technologie.*, Transnuklear GmbH, NUKEM GmbH, Hanau, 1984.
- GELDER, R., "Radiation Exposure from the normal transport of radioactive materials with the United Kingdom. 1991 Review", NRPB-R255, National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, 1992.
- HÖRMANN, E. (1996), "Aktualisierung des Sicherheitsvergleichs zwischen Wiederaufarbeitung und Direkter Endlagerung sowie des Kenntnisstandes zur Konditionierung abgebrannter Brennelemente. Unterauftrag zu BMU-Vorhaben SR 2986, August 1996.
- SUOLANEN, V., VUORI, S. and PÖLLÄNEN, L. "Risk analysis of spent fuel transportation related to EIA for repository site evaluation", *Nuclear Europe Worldscan*, (1999) Nos. 5-6, pp. 42-43.
- POSIVA (1999), "The final disposal facility of spent nuclear fuel – Environmental impact assessment report, Main Report", Posiva Oy, Helsinki, 1999.

Tableau A15. Incidences radiologiques du transport dans le cadre du cycle du combustible nucléaire (AIEA, 1986)

Pays	Produits	Exposition du public		Exposition professionnelle		Type de transport	
		Individuelle (mSv/a)	Collective (hommeSv)	Individuelle (mSv/a)	Collective (hommeSv)	Routier	Ferroviaire
Allemagne 1983	Combustible neuf et usé, UF ₆ , minerais et déchets		0.019 (A) ¹	0.06 (A)	0.018 (A)	Tous types	
Finlande 1982 1985	Combustible usé		0.0006 0.0014 (A)	0.2 0.5 (M) ²	0.0004 0.001 (A)	13 km	230 km
France 1982-1985	Combustible usé			0.5-1.1 (M)	0.007-0.026 (M)	Tous types	
1982-1985	Déchets de faible activité			1.7-3.7 (M)	0.040-0.047 (M)	Tous types	
1983-1985	Plutonium et uranium enrichi			0.07-0.18 (M)	0.007-0.018 (M)	Tous types	
1982-1985	Autres matières radioactives Éléments combustibles (REP)			0.03-0.6 (M)	0.0016-0.093 (M)	Tous types	
Italie 1981			0.01 (A)	0.03 (M)	0.01 (M)	700 km	
Suède 1975-1985	Combustible neuf et irradié, déchets de faible activité			0.04 (M)	0.002 (M, A)	Tous types	
R.-U. 1981	Toutes les matières radioactives entrant dans le cycle du combustible nucléaire			0.1 (M, A)	0.14 (M, A)	Les deux	
	combustible usé	0.002 max. (A)	0.001 (A)			Les deux	
États-Unis 1985	Toutes les matières radioactives entrant dans le cycle du combustible nucléaire	0.02 max. (A)	19 (A)	9 max. (M)	19 (M,A)	Tous modes	

1. A = valeur évaluée.
2. M = valeur mesurée.

Tableau A16. Incidences radiologiques du transport dans le cadre du cycle du combustible nucléaire

Pays	Produits	Exposition du public		Exposition professionnelle		Type de transport		
		Individuelle (mSv/a)	Collective (hommeSv)	Individuelle (mSv/a)	Collective (hommeSv)	Routier	Ferroviaire	
France 1981 1986 1990[4]	Combustible usé		Maximum : ½ dose prof.	0.4 0.6 0.65 (A)	0.006 0.01 0.007 (A)		Avant tout	
		Déchets		Maximum : ½ dose prof.	3.3 2.8 1 (A)	0.04 0.08 0.03 (A)		Avant tout
			Autres matières radioactives		Maximum : ½ dose prof.	0.1 0.4 0.24 (A)	0.002 0.009 0.004 (A)	
France-Allem. 1985-95[5]	DTHA ^(a) issus du combustible usé			< 0.01-	0.005 (A)	< 0.1	0.002 (A)	
	DMA ^(b) (boues)	0.03		0.020 (A)	0.7-1.7	0.014 ⁽¹⁾ (A)		Avant tout
Allemagne [6]	Comb. usé des centrales nucl.	< 0.001	0.10 + 0.03 ⁽²⁾⁽³⁾	Max. 2.5-5	0.10 + 0.03 ⁽²⁾⁽³⁾			
	DFA ^(c) des centrales nucléaires	< 0.001	0.62 + 0.035 ⁽²⁾⁽³⁾	Max. 2.5-5	0.62 + 0.035 ⁽²⁾⁽³⁾			
	DFA ^(c) du conditionnement		0.041 ⁽²⁾		0.041 ⁽²⁾			
	DHA ^(d) du conditionnement		0.012 ⁽²⁾		0.012 ⁽²⁾			
R.-U.[7] 1982	Combustible usé		0.0008 (A)		0.005 (A)	Tous types	Tous types	
1989	Combustible usé		0.0007 (R.-U.) (A) 0.0023 (importé)	< 0.05-1.2 (transport routier) 0.04 (A)	0.012 (A) (A)	Tous types Ferroviaire	Tous types	
	Déchets			0.026-0.4 (A)	0.014 (A)	Tous types	Tous types	
	Autres matières radioactives Matières non irradiées		0.024 ⁽⁴⁾ (A)		0.005 (A)	Routier	Tous types	
	Toutes matières radioactives entrant dans le cycle du combustible nucléaire	0.006 max. 0.004 max.				Routier	Ferroviaire	
Finlande [9]	Combustible usé	0.02 max.	0.005-0.014	0.9-4.6 ⁽⁵⁾ 2.8-9.8 ⁽⁶⁾	0.009-0.046 ⁽⁵⁾ 0.014-0.049 ⁽⁶⁾			

Références : [4] (Hammard, 1993) ; [5] (Fett, 1997) ; [6] (Schneider, 1984) ; [7] (Gelder, 1992) ; [9] (Suolanen, 1999).

1. Personnel affecté au chargement : $2 \times 0,013$.
2. Dose collective totale (public et travailleurs) pour une production d'énergie nucléaire de 26,6 GWa.
3. 1^{re} valeur = par chemin de fer ; 2^e valeur = par route (en fonction du partage modal rail-route).
4. Sauf le combustible usé.
5. Équipe de conduite + escorte.
6. Manipulateurs de châteaux de transport.

Tableau A17. **Doses collectives normalisées imputables au transport dans le cadre du cycle du combustible nucléaire**

	Dose professionnelle collective (10 ⁻³ hommeSv/GWa)			Dose collective au public (10 ⁻³ hommeSv/GWa)		
	France	Royaume-Uni	Allemagne (et Finlande)	France	Royaume-Uni	Allemagne (et Finlande)
Combustible utilisé	0.6-1.7 (1982-85)	1.1 (1982)	4.9 ⁽¹⁾		0.3 (1981)	4.9 ⁽¹⁾
	0.5 (1981)	1.6 (1989)		Maximum : ½ dose profess.	0.2 (1982)	
	0.4 (1986)				0.1 (1989)	
	0.2 (1990)			Idem		
			Finlande : 5.4-22 [9]			Finlande : 1.2-3.3 [9]
Combustible non irradié	0.45-1.4 ⁽²⁾ (1982-85)	0.7 (1989)				
	0.2 ⁽³⁾ (1981)			Maximum : ½ dose profess.		
	0.3 ⁽³⁾ (1986)					
	0.1 ⁽³⁾ (1990)			Idem		
Déchets de faible et moyenne activité	0.2-4.7 ⁽⁴⁾ (1982-85)	1.9 (1989)	Centrales nucléaires : 25 ¹⁾		3.3 ⁰ (1989)	Centrales nucléaires : 25 ⁽¹⁾
	3.5 (1981)		Conditionnement : 1.5 ¹⁾	Maximum : ½ dose profess.		Conditionnement : 1.5 ⁽¹⁾
	2.9 (1986)		Retraitement: 2.5 [5]			Retraitement : 1.2 [5]
	0.9 (1990)			Idem		
Déchets de haute activité			Conditionnement : 0.45 ¹⁾			Conditionnement : 0.45 ⁽¹⁾
			Retraitement : 0.12 [5]			Retraitement : 0.31 [5]
Toutes catégories Cycle ouvert Cycle fermé		36 (1981)	2.4 (1983)			2.5 (1983)
			11 [8]			1.3 [8]
			28 [8]			2.9 [8]

Références : [5] (Fett, 1997) ; [6] (Schneider, 1984) ; [8] (Hörmann, 1996) ; [9] (Suolanen, 1999).

1. Dose reçue par les travailleurs et le public – production d'énergie postulée : 26,6 GWe ([6]).
2. U enrichi + plutonium.
3. Y compris éventuellement d'autres matières radioactives.
4. Déchets de faible activité.
5. Ne se limite pas aux déchets.

Annexe B

**ÉVALUATIONS GÉNÉRIQUES DES DOSES
ASSOCIÉES AU CYCLE DU COMBUSTIBLE NUCLÉAIRE**

Table des matières

B1. Introduction	99
B2. Méthodologie	99
B3. Résultats de l'évaluation générique	101
B4. Références	101

Liste des figures

Figure B1. Modélisation du tas de résidus d'extraction et de traitement du minerai d'uranium	102
--	-----

Liste des tableaux

Tableau B1. Rejets gazeux provenant des résidus de traitement	102
Tableau B2. Rejets gazeux et liquides provenant de la conversion, de l'enrichissement et de la fabrication u combustible	102
Tableau B3. Rejets gazeux et liquides d'un REP type	103
Tableau B4. Rejets gazeux et liquides d'une installation de retraitement type	104
Tableau B5. Données générales relatives à la modélisation	105
Tableau B6. Données relatives à l'absorption par les groupes critiques	105
Tableau B7. Données relatives à la fréquentation	106
Tableau B8. Concentrations types d'activité dans les réservoirs d'eau douce à proximité des installations d'extraction du minerai d'uranium	106
Tableau B9. Doses reçues par les groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Résidus de traitement)	106
Tableau B10. Doses reçues par les groupes critiques ayant consommé de l'eau de boisson et des poissons d'eau douce contaminés à proximité des résidus de traitement	106
Tableau B11. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Fabrication et enrichissement du combustible – Adultes)	107
Tableau B12. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Fabrication et enrichissement – Enfants en bas âge)	107
Tableau B13. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Fabrication et enrichissement du combustible – Adultes) .	108
Tableau B14. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans e rejets gazeux continus (Fabrication et enrichissement du combustible – Enfants en bas âge)	108
Tableau B15. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (REP représentatif en bord de mer – Adultes)	109
Tableau B16. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (REP représentatif en bord de mer – Enfants en bas âge) ...	110
Tableau B17. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (REP terrestre type – Adultes)	111

Tableau B18. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (REP terrestre type – Enfants en bas âge)	112
Tableau B19. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets liquides continus (REP représentatif en bord de mer – Adultes)	113
Tableau B20. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets liquides continus (REP représentatif en bord de mer – Enfants en bas âge)	113
Tableau B21. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets liquides continus (REP terrestre type – Adultes)	114
Tableau B22. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets liquides continus (REP terrestre type – Enfants en bas âge)	114
Tableau B23. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Installation de retraitement type – Adultes)	115
Tableau B24. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Installation de retraitement type – Enfants en bas âge)	116
Tableau B25. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets liquides continus (Installation de retraitement type – Adultes)	117
Tableau B26. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50e année, après 50 ans de rejets liquides continus (Installation de retraitement type – Enfants en bas âge)	118
Tableau B27. Doses collectives imputables aux résidus de traitement, normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans	118
Tableau B28. Doses collectives imputables aux résidus de traitement, normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans (Transferts par la chaîne alimentaire)	119
Tableau B29. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets gazeux pendant la fabrication et l'enrichissement du combustible et calculées sur 500 ans	119
Tableau B30. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets liquides pendant la fabrication et l'enrichissement du combustible et calculées sur 500 ans	119
Tableau B31. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets gazeux d'un REP représentatif en bord de mer (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)	120
Tableau B32. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets gazeux d'un REP terrestre type (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)	121
Tableau B33. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets liquides d'un REP représentatif en bord de mer (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)	122
Tableau B34. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets gazeux d'un REP terrestre type (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)	122
Tableau B35. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets gazeux d'une installation de retraitement type (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)	123
Tableau B36. Doses délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets liquides d'une installation de retraitement type (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)	124

B1. Introduction

On a calculé pour le cycle du combustible les doses délivrées aux groupes critiques et les doses collectives normalisées rapportées à l'unité de production d'électricité. Pour l'évaluation, le cycle du combustible a été divisé en quatre étapes distinctes, à savoir : (1) extraction et traitement du minerai d'uranium, (2) conversion et enrichissement ainsi que fabrication du combustible, (3) production d'énergie électrique et, enfin, (4) retraitement. En vue de simplifier les comparaisons entre les différentes étapes du cycle du combustible, on a établi une série type, ou générique, d'hypothèses de calcul, notamment la définition d'un groupe critique générique. Les doses collectives, qui ont également été calculées, sont présentées sous une forme normalisée à la production d'électricité, c'est-à-dire en hommesieverts par gigawattannée. On peut ainsi comparer en termes identiques les incidences radiologiques de chaque étape du cycle du combustible.

B2. Méthodologie

Les évaluations de doses ont été entreprises à l'aide de PC CREAM 98 [Mayall 1997] et de BIOS [Marin 1991]. PC CREAM 98 est un progiciel servant à évaluer les rejets de routine et continus de radionucléides dans l'atmosphère et dans les milieux marins. PC CREAM a été conçu par le NRPB du Royaume-Uni aux termes d'un contrat passé par la DGXI de la Commission européenne. Ce progiciel constitue une application des modèles et méthodes exposés en détail dans le rapport N°72 de la Commission internationale de protection radiologique, qui traite de la méthodologie d'évaluation des conséquences radiologiques des rejets de routine de radionucléides dans l'environnement [Simmonds 1995]. BIOS, qui est le modèle utilisé par le NRPB pour le transport dans la biosphère, permet de modéliser les rejets de radionucléides dans les cours d'eau et ultérieurement de calculer les doses collectives.

Les sites choisis de cette évaluation et les rejets correspondants de radionucléides dans l'environnement sont décrits dans le Chapitre 3 du corps du rapport. Ces données sont résumées dans les Tableaux B1 à B4 de la présente annexe.

Les données retenues pour l'évaluation des activités d'extraction et de traitement du minerai sont fondées sur des mines canadiennes et australiennes, alors que les données relatives à la fabrication et à l'enrichissement du combustible ont été fournies par le Royaume-Uni. L'étape du cycle correspondant à la production d'énergie électrique est considérée comme représentative des rejets d'un réacteur à eau sous pression (REP) type et, à ce titre, repose sur les données provenant de REP français. L'évaluation des doses liées au retraitement est considérée comme caractéristique des rejets de La Hague, France. Pour les rejets aussi bien dans l'atmosphère que dans le milieu marin, on a calculé deux types de doses : les doses délivrées aux groupes critiques, soit des doses représentatives de la valeur la plus élevée susceptible d'être reçue, et les doses collectives, qui correspondent à la somme des doses reçues par tous les individus d'une population exposée.

Par « dose », on entend dans le présent rapport la dose efficace, qui est la somme de la dose efficace externe annuelle et de la dose efficace engagée résultant d'une absorption échelonnée sur un an, puis intégrée sur 50 ans, dans le cas des adultes, et sur 70 ans, dans celui des enfants en bas âge. Les doses ont été déterminées selon les recommandations les plus récentes de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), à savoir la dose efficace, telle qu'elle est définie dans la publication N°60 de la CIPR [ICRP 1990], et les coefficients de dose présentés dans la Publication n° 72 de la CIPR [ICRP, 1996]. Les doses individuelles représentent la dose reçue, au cours de la 50^e année, par un individu exposé à des rejets continus de même niveau pendant 50 ans. On a appliqué aux doses collectives présentées, qui correspondent aux rejets pendant un an, une troncature à 500 ans, plutôt que de les intégrer à l'infini.

Rejets dans l'atmosphère.

Pour calculer les doses résultant de rejets gazeux, PC CREAM utilise un modèle gaussien standard de dispersion du panache. On a utilisé un fichier de données météorologiques uniformes avec rose des vents, représentatives à 60 % des conditions de la catégorie D de Pasquill, pour représenter les conditions météorologiques dans tous les sites pris en compte dans cette évaluation. On a adopté, pour représenter la hauteur réelle des émissions, une cheminée unique de 30 m pour l'ensemble des étapes des deux types de cycles étudiés exception faite de l'extraction et du traitement du minerai. Pour simuler le radon émis par les résidus de traitement, on a pris cinq cheminées équidistantes afin de représenter un stockage idéalisé de résidus, sachant que la hauteur effective des rejets de la cheminée centrale se situent à 30 m tandis que, pour les quatre autres cheminées, elle est de 10 m. On a choisi une superficie du stockage de 100 ha (10^6 m^2) (voir Figure B1). Les hypothèses générales pour calculer les doses associées aux rejets dans l'atmosphère sont données dans le Tableau B5.

Dans tous les cas considérés, le groupe critique vivait à une distance de 1 km du point de rejet dans l'atmosphère. Sauf en ce qui concerne les opérations d'extraction et de traitement de l'uranium, on a calculé les doses du groupe critique pour les voies d'exposition suivantes : inhalation du panache, exposition externe aux radionucléides transportés par le panache et déposés sur le sol, ingestion d'aliments terrestres (voir Tableau B5) et inhalation de substances remises en suspension. Pour les opérations d'extraction et de traitement de l'uranium, on a estimé les doses reçues par le groupe critique du fait seulement de l'inhalation de ^{222}Rn ; on a supposé en effet qu'il était peu probable d'avoir dans le voisinage immédiat une production extensive de denrées alimentaires.

Les taux d'absorption de produits alimentaires du groupe critique sont reportés sur le Tableau B6 ; ils proviennent des informations fournies par l'Allemagne et Robinson 1996. Par hypothèse, le lait et les légumes-racines étaient tous produits en un point de référence situé à 1 km du point de rejet, le restant des aliments consommés ne provenant qu'à 50 % d'une zone de production distante de 1 km. On a supposé, en effet, que les 50 autres pour cent des aliments ingérés provenaient de zones qui n'avaient pas été touchées par les rejets. On a également supposé que les adultes passaient 30 % de leur temps à l'extérieur contre 10 % seulement pour les enfants en bas âge (voir Tableau B7).

Pour calculer les doses collectives dues aux rejets gazeux, on a utilisé des données réelles de distribution démographique et agricole en Europe pour l'ensemble des étapes du cycle, excepté l'extraction et le traitement du minerai. On a repris, pour cette évaluation, les mêmes voies d'exposition que celles qui avaient été adoptées pour les doses reçues par le groupe critique. Les contributions de la circulation des radionucléides au niveau de la planète ont été, au besoin, prises en compte. Pour évaluer les doses collectives associées aux activités d'extraction et de traitement du minerai, on a établi une grille de densité de population uniforme (un habitant au kilomètre carré) afin d'obtenir des résultats pour deux bandes différentes, l'une s'étendant de 0 à 100 km et l'autre de 100 à 2 000 km. Il est ainsi possible de déterminer l'incidence de différentes densités de population. On a ainsi calculé les doses collectives par inhalation de ^{222}Rn . Néanmoins, il est aussi possible que les doses soient délivrées par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire à la suite du dépôt de produits de filiation du ^{222}Rn sur le sol et les cultures. L'importance de cette voie d'exposition des populations dépendra de la productivité agricole de la région avoisinante. En l'absence d'informations détaillées sur ce point, une estimation supérieure des doses collectives reçues par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire a été calculée en supposant que les émissions provenaient d'un site en Angleterre et en utilisant des données de production agricoles européennes.

Rejets dans le milieu marin.

Les détails sur les rejets de radionucléides de chaque étape du cycle du combustible figurent dans les Tableaux B1 à B4. Pour les rejets directs dans le milieu marin, on a utilisé PC CREAM 98, tandis que les rejets dans les rivières ont été modélisés à l'aide de BIOS. En ce qui concerne les rejets marins, on a calculé les doses pour les voies d'exposition suivantes : consommation de poissons, de crustacés et de mollusques ; exposition externe due à la fréquentation des plages ; et inhalation des embruns. Dans le cas des rejets en eau douce, on a estimé les doses associées à la consommation de poissons et d'eau ainsi qu'à la fréquentation des berges des cours d'eau et à l'utilisation d'eau des rivières pour l'irrigation. Pour l'estimation des doses reçues par le groupe critique du fait des rejets dans le milieu marin, tous les produits de la mer ingérés provenaient du compartiment marin local. Ce même compartiment marin a servi à déterminer les voies d'exposition par inhalation d'embruns et fréquentation des plages. Dans le cas des rejets en eau douce, les poissons d'eau douce et l'eau absorbés provenaient en totalité du premier compartiment du cours d'eau en aval du point de rejet, excepté pour les activités d'extraction et de traitement de l'uranium. Pour le calcul des doses associées aux activités d'extraction et de traitement de l'uranium, on a pris les concentrations types de radionucléides mesurées dans les réservoirs d'eau proches des installations minières (Tableau B8). On trouvera dans le Tableau B6 les données détaillées des taux d'ingestion et dans le Tableau B7 les taux de fréquentation des plages et berges des cours d'eau. Pour l'estimation des doses collectives, on a combiné les concentrations calculées de radionucléides dans les matières de l'environnement aux estimations des captures de produits de la mer et à la longueur du littoral (Simmonds 1995).

B3. Résultats de l'évaluation générique

Les doses délivrées aux groupes critiques au cours de chaque étape du cycle du combustible sont présentées dans les Tableaux B9 à B26. Ces doses sont ventilées en fonction du radionucléide et de la voie d'exposition. Les doses collectives normalisées à la production d'électricité sont présentées dans les Tableaux B27 à B36.

B4. Références

- ICRP, "1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", ICRP Publication 60, Annals of the ICRP, 21, Nos. 1-3 (1991).
- ICRP, "Age-dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides: Part 5 Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients", ICRP Publication 72, Annals of the ICRP, Vol. 26, No. 1 (1996).
- MAYALL; A. *et al.*, "PC CREAM User Guide", NRPB-SR296, EUR 17791. 1997.
- MARTIN, J.S., BARRACLOUGH, I.M. *et al.*, "User guide for BIOS_3A", Chilton, NRPB-M285, (1991).
- ROBINSON, C.A., "Generalised habit data for radiological assessments", Chilton, NRPB-M636, (1996).
- SIMMONDS, J.R., LAWSON, G. and MAYALL, A., "Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment", Luxembourg, European Community, EUR 15760 (1995).

Figure B1. Modélisation du tas de résidus d'extraction et de traitement du minerai d'uranium

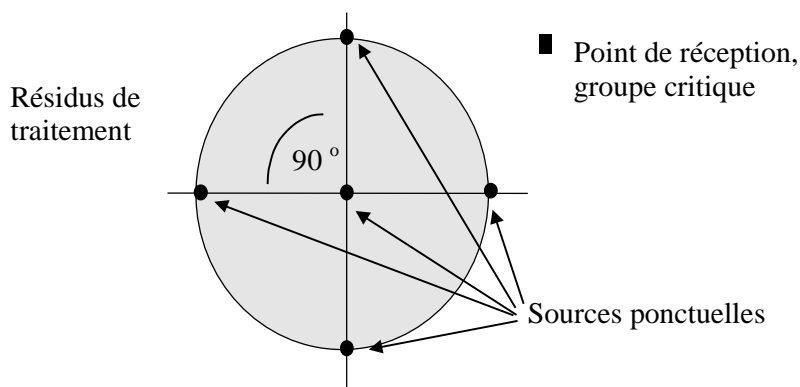


Tableau B1. Rejets gazeux provenant des résidus de traitement

Radionucléide	Taux de rejet (Bq m ⁻² s ⁻¹)	Taux de rejet normalisé (Bq m ⁻² s ⁻¹ par GW/a)
²²² Rn	3	3 10 ⁻²

Tableau B2. Rejets gazeux et liquides provenant de la conversion, de l'enrichissement et de la fabrication du combustible

Radionucléide	Rejets (GBq/a ⁻¹)		Rejets normalisés (GBq/GWa)	
	Gazeux	liquides	Gazeux	liquides
²³⁰ Th	Non rejeté	5.20 × 10 ¹	Non rejeté	1.49
²³² Th	Non rejeté	1.40	Non rejeté	4.00 × 10 ⁻²
²³⁴ Th	Non rejeté	1.44 10 ⁵	Non rejeté	4.11 × 10 ³
²³⁴ U	5.70 × 10 ⁻¹	5.50 × 10 ¹	1.63 × 10 ⁻²	1.57

Tableau B3. Rejets gazeux et liquides d'un REP type

Radionucléide	Rejets (GBq/a ⁻¹)		Rejets normalisés (GBq/GWa)	
	Gazeux	Liquides	Gazeux	Liquides
³ H	9.00×10^2	1.75×10^4	8.41×10^2	1.64×10^4
¹⁴ C	2.15×10^2	1.61×10^1	2.01×10^2	1.50×10^1
⁴¹ Ar	3.50×10^1	Non rejeté	3.27×10^1	Non rejeté
⁵⁴ Mn	Non rejeté	1.50×10^{-2}	Non rejeté	1.40×10^{-2}
⁵⁸ Co	1.70×10^{-4}	3.65×10^{-1}	1.59×10^{-4}	3.41×10^{-1}
⁶⁰ Co	6.50×10^{-6}	1.65×10^{-1}	6.07×10^{-6}	1.54×10^{-1}
⁶³ Ni	Non rejeté	3.96×10^{-1}	Non rejeté	3.69×10^{-1}
⁸⁵ Kr	6.50	Non rejeté	6.07	Non rejeté
⁸⁸ Kr	2.30×10^{-1}	Non rejeté	2.15×10^{-1}	Non rejeté
^{110m} Ag	Non rejeté	9.50×10^{-2}	Non rejeté	8.88×10^{-2}
¹²⁴ Sb	Non rejeté	5.00×10^{-2}	NR	4.67×10^{-2}
¹³¹ I	1.55×10^{-2}	1.50×10^{-2}	1.45×10^{-2}	1.40×10^{-2}
¹³³ I	2.00×10^{-3}	Non rejeté	1.87×10^{-3}	Non rejeté
¹³³ Xe	5.00	Non rejeté	4.67	Non rejeté
¹³⁴ Cs	Non rejeté	6.00×10^{-2}	Non rejeté	5.61×10^{-2}
¹³⁷ Cs	Non rejeté	1.75×10^{-1}	Non rejeté	1.64×10^{-1}

Tableau B4. Rejets gazeux et liquides d'une installation de retraitement type

Radionucléide	Rejets (GBq/a)		Rejets normalisés (GBq/GWa)	
	Gazeux	Liquide	Gazeux	Liquide
³ H	7.57×10^4	1.19×10^7	1.67×10^3	2.62×10^5
¹⁴ C	1.70×10^4	9.65×10^3	3.75×10^2	2.13×10^2
⁵⁴ Mn	Non rejeté	4.81×10^1	Non rejeté	1.06
⁵⁷ Co	Non rejeté	1.37	Non rejeté	3.02×10^{-2}
⁵⁸ Co	Non rejeté	1.64×10^1	Non rejeté	3.62×10^{-1}
⁶⁰ Co	Non rejeté	4.85×10^2	Non rejeté	1.07×10^1
⁶³ Ni	Non rejeté	1.30×10^2	Non rejeté	2.86
⁶⁵ Zn	Non rejeté	1.68×10^2	Non rejeté	3.71×10^{-2}
⁸⁵ Kr	2.97×10^8	Non rejeté	6.55×10^6	Non rejeté
⁸⁹ Sr	Non rejeté	3.73×10^1	Non rejeté	8.23×10^{-1}
⁹⁰ Sr	Non rejeté	3.73×10^3	Non rejeté	8.23×10^1
⁹⁵ Zr	Non rejeté	3.93×10^{-1}	Non rejeté	8.67×10^{-3}
⁹⁹ Tc	Non rejeté	1.30×10^2	Non rejeté	2.86
¹⁰⁶ Ru	3.24×10^{-2}	1.96×10^4	7.15×10^{-4}	4.33×10^2
¹²⁵ Sb	Non rejeté	1.34×10^3	Non rejeté	2.96×10^1
¹²⁹ I	1.67×10^1	1.63×10^3	3.69×10^{-1}	3.60×10^1
¹³¹ I	1.18	Non rejeté	2.60×10^{-2}	Non rejeté
¹³³ I	3.11×10^{-1}	Non rejeté	6.86×10^{-3}	Non rejeté
¹³⁴ Cs	Non rejeté	2.08×10^2	Non rejeté	4.59
¹³⁷ Cs	5.96×10^{-5}	2.46×10^3	1.31×10^{-6}	5.43×10^1
¹⁴⁴ Ce	Non rejeté	2.94	Non rejeté	6.49×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	Non rejeté	4.09	Non rejeté	9.02×10^{-2}
²³⁴ U	Non rejeté	6.19	Non rejeté	1.37×10^{-1}
²³⁸ Pu	7.46×10^{-6}	9.38	1.65×10^{-7}	2.07×10^{-1}
²³⁹ Pu	5.99×10^{-6}	4.97	1.32×10^{-7}	1.10×10^{-1}
²⁴¹ Pu	Non rejeté	2.09×10^2	Non rejeté	4.61
²⁴¹ Am	Non rejeté	5.70	Non rejeté	1.26×10^{-1}
²⁴⁴ Cm	Non rejeté	2.45	Non rejeté	5.40×10^{-2}

Tableau B5. **Données générales relatives à la modélisation**

Données générales relatives au modèle	
Fichier de données météorologiques	À 60 % catégorie D
<i>Hauteur effective cheminée/rejet</i>	Hauteur (m)
Résidus de traitement	10 passant à 30
Enrichissement et fabrication	30
Production d'énergie électrique	30
Retraitement	30
<i>Population (dose collective)</i>	
Résidus de traitement (jusqu'à une distance de 2 000 km)	1 habitant/km ²
Enrichissement et fabrication	Europe
Production d'énergie électrique	Europe
Retraitement	Europe

Tableau B6. **Données relatives à l'absorption par les groupes critiques**

Denrées alimentaires, eau de boisson et taux d'inhalation	Taux de consommation annuels(kg a⁻¹)	
	Enfants en bas âge	Adultes
Lait + produits laitiers	200	200
Viande + produits carnés	10	75
Légumes verts	20	40
Légumes-racines	50	60
Céréales	30	110
Fruits + jus de fruit	50	60
Poissons d'eau douce	1*	10
Poissons de mer	5*	100*
Crustacés	0*	20*
Mollusques	0*	20*
Eau de boisson	250	440
	Taux d'inhalation (m ³ a ⁻¹)	
Taux d'inhalation (m ³ an ⁻¹)	1 900	7 300

* Données tirées du modèle NRPB-M636, les autres données ayant été fournies par l'Allemagne.

Tableau B7. **Données relatives à la fréquentation**

Données relatives à la fréquentation	Enfants en bas âge	Adultes
Distance au point de rejet (m)	1 000	1 000
Pourcentage de temps passé à l'extérieur (%)	10 %	30 %
Taux de fréquentation des berges de cours d'eau (habitant/an ⁻¹)	30	500
Taux de fréquentation des plages (habitant/an ⁻¹)	30	2 000
Protection apportée par l'habitat (sans unité)		
Activité γ du nuage	0.2	0.2
Activité γ déposée	0.1	0.1

Tableau B8. **Concentrations types d'activité dans les réservoirs d'eau douce à proximité des installations d'extraction du minerai d'uranium**

Radionucléide	Concentration d'activité dans l'eau douce (Bq l⁻¹)
²²⁶ Ra	0.05
²¹⁰ Pb	0.05
²¹⁰ Po	0.05

Tableau B9. **Doses reçues par les groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets gazeux continus – Résidus de traitement**

Radionucléide	Dose annuelle (μSv)					
	Adultes			Enfants en bas âge		
	Inhalation	Activité γ du nuage	Total	Inhalation	Activité γ du nuage	Total
²²² Rn	1.60E+02	2.90E-04	1.60E+02	1.60E+02	1.80E-04	1.60E+02

Tableau B10. **Doses reçues par les groupes critiques ayant consommé de l'eau de boisson et des poissons d'eau douce contaminés à proximité des résidus de traitement**

Radionucléide	Dose annuelle (μSv)					
	Adultes			Enfants en bas âge		
	Eau de boisson	Poisson	Total	Eau de boisson	Poisson	Total
²²⁶ Ra	6.16	7.0	13.2	12	2.4	14.4
²¹⁰ Pb	15.2	104	119.2	45	54	99
²¹⁰ Po	26.4	30	56.4	110	22	132
Total	47.7	141	188.7	167	78.4	245.4

Tableau B11. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Fabrication et enrichissement du combustible – Adultes)

	Dose annuelle (μSv)		
	Radionucléide		
	²³⁸ U	²³⁴ Th	Total
Inhalation	1.40E-01	2.50E-08	1.40E-01
Activité γ du nuage	1.50E-08	1.90E-12	1.50E-08
Activité γ déposée	7.60E-04	0.00E+00	7.60E-04
Remise en suspension	2.20E-04	0.00E+00	2.20E-04
Activité β du nuage	8.80E-13	8.80E-13	9.20E-13
Activité β déposée	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Légumes verts	2.00E-03	0.00E+00	2.00E-03
Céréales	4.20E-04	0.00E+00	4.20E-04
Légumes racines	8.00E-05	0.00E+00	8.00E-05
Viande de bœuf	2.60E-04	2.60E-04	2.60E-04
Lait	2.10E-03	0.00E+00	2.10E-03
Fruits	1.20E-03	0.00E+00	1.20E-03
Total	1.50E-01	2.50E-08	1.50E-01

Tableau B12. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets gazeux continus (Fabrication et enrichissement – Enfants en bas âge)

	Dose annuelle (μSv)		
	Radionucléide		
	²³⁸ U	²³⁴ Th	Total
Inhalation	1.20E-01	2.60E-08	1.20E-01
Activité γ du nuage	9.60E-09	1.20E-12	9.60E-09
Activité γ déposée	3.90E-04	0.00E+00	3.90E-04
Remise en suspension	1.80E-04	0.00E+00	1.80E-04
Activité β du nuage	8.80E-13	3.50E-14	9.20E-13
Activité β déposée	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Légumes verts	2.60E-03	0.00E+00	2.60E-03
Céréales	2.60E-03	0.00E+00	3.00E-04
Légumes racines	1.80E-04	0.00E+00	1.80E-04
Viande de bœuf	9.20E-05	0.00E+00	9.20E-05
Lait	5.60E-03	0.00E+00	5.60E-03
Fruits	5.60E-03	0.00E+00	2.70E-03
Total	1.30E-01	2.60E-08	1.30E-01

Tableau B13. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets liquides continus (Fabrication et enrichissement du combustible – Adultes)

Radionucléide	Dose annuelle (μSv)						
	Poissons	Crustacés	Mollusques	Activité γ	Activité β	Embruns	Total
²³⁰ Th	3.70E-01	1.20E-01	1.20E-01	1.60E-02	0.00E+00	3.50E-07	6.40E-01
²³² Th	1.10E-02	3.70E-03	3.70E-03	3.60E-04	0.00E+00	1.70E-08	1.90E-02
²³⁴ Th	1.07E+01	3.60E+00	3.60E+00	3.00E+00	0.00E+00	3.53E-07	2.09E+01
²³⁴ U	5.70E-02	1.10E-01	3.40E-01	3.20E-03	0.00E+00	6.60E-07	5.20E-01
Total	1.11E+01	3.80E+00	4.10E+00	3.02E+00	0.00E+00	1.40E-06	2.20E+01

Tableau B14. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets liquides continus (Fabrication et enrichissement du combustible – Enfants en bas âge)

Radionucléide	Dose annuelle (μSv)						
	Poissons	Crustacés	Mollusques	Activité γ	Activité β	Embruns	Total
²³⁰ Th	3.60E-02	0.00E+00	0.00E+00	2.30E-04	0.00E+00	3.40E-09	3.70E-02
²³² Th	1.10E-03	0.00E+00	0.00E+00	5.40E-06	0.00E+00	1.30E-10	1.10E-03
²³⁴ Th	4.07E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.49E-02	0.00E+00	5.56E-09	4.11E+00
²³⁴ U	7.50E-03	0.00E+00	0.00E+00	4.80E-05	0.00E+00	8.10E-09	7.60E-03
Total	4.11E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.52E-02	0.00E+00	1.70E-08	4.15E+00

Tableau B15. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets gazeux continus
(REP représentatif en bord de mer – Adultes)

Radio-nucléide	Dose annuelle (μSv)												
	Inhalation	Activité γ du nuage	Activité γ déposée	Remise en suspension	Activité β du nuage	Activité β déposée	Légumes verts	Céréales	Légumes-racines	Viande de bœuf	Lait	Fruits	Total
³ H	2.80E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.40E-04	1.30E-04	1.20E-03	6.30E-04	4.40E-03	5.80E-04	1.00E-02
¹⁴ C	2.40E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.50E-07	0.00E+00	7.90E-03	2.00E-01	4.70E-02	4.40E-02	7.90E-02	2.40E-02	4.20E-01
⁴¹ Ar	0.00E+00	2.00E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.10E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.00E-04
⁵⁸ Co	2.40E-08	7.80E-10	1.90E-07	1.50E-11	1.10E-14	2.80E-10	4.10E-09	3.50E-09	3.40E-11	5.70E-10	2.30E-08	1.10E-09	2.40E-07
⁶⁰ Co	5.60E-09	7.50E-11	3.40E-07	6.40E-12	1.00E-13	0.00E+00	9.00E-10	1.40E-09	1.20E-10	4.30E-10	5.50E-09	5.20E-10	3.50E-07
⁸⁵ Kr	0.00E+00	7.00E-08	0.00E+00	0.00E+00	3.00E-07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.70E-07
⁸⁸ Kr	0.00E+00	1.90E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.90E-06
¹³¹ I	9.80E-06	2.90E-08	6.10E-06	2.10E-08	6.20E-10	2.60E-06	3.50E-05	5.50E-07	2.20E-05	3.30E-05	4.90E-04	3.90E-05	6.40E-04
¹³³ I	2.60E-07	5.70E-09	1.40E-07	8.70E-11	1.70E-10	2.20E-06	1.30E-07	4.40E-29	3.00E-09	8.90E-09	8.00E-07	1.70E-07	3.70E-06
¹³³ Xe	0.00E+00	1.00E-06	0.00E+00	0.00E+00	9.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.10E-06
Total	2.70^E-02	2.00E-04	6.80E-06	2.10E-08	4.10E-06	4.80E-06	8.40E-03	2.00E-01	4.90E-02	4.50E-02	8.40E-02	2.40E-02	4.30E-01

Tableau B16. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets gazeux continus
(REP représentatif en bord de mer – Enfants en bas âge)

Radio-nucléide	Dose annuelle (μSv)												
	Inhalation	Activité γ du nuage	Activité γ déposée	Remise en suspension	Activité β du nuage	Activité β déposée	Légumes verts	Céréales	Légumes-racines	Viande de bœuf	Lait	Fruits	Total
³ H	2.00E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.80E-04	9.60E-05	2.60E-03	2.20E-04	1.20E-02	1.30E-03	1.80E-02
¹⁴ C	2.00E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.50E-07	0.00E+00	1.10E-02	1.50E-01	1.10E-01	1.60E-02	2.20E-01	5.50E-02	5.80E-01
⁴¹ Ar	0.00E+00	1.30E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.10E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.30E-04
⁵⁸ Co	2.50E-08	5.00E-10	9.70E-08	1.60E-11	1.10E-14	9.30E-11	1.20E-08	5.70E-09	1.70E-10	4.50E-10	1.40E-07	5.20E-09	2.80E-07
⁶⁰ Co	5.00E-09	4.70E-11	1.70E-07	5.60E-12	1.00E-13	0.00E+00	3.60E-09	3.10E-09	7.90E-10	4.50E-10	4.40E-08	3.40E-09	2.30E-07
⁸⁵ Kr	0.00E+00	4.40E-08	0.00E+00	0.00E+00	3.00E-07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.50E-07
⁸⁸ Kr	0.00E+00	1.20E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.20E-06
¹³¹ I	2.50E-05	1.80E-08	3.10E-06	5.30E-08	6.20E-10	8.50E-07	1.40E-04	1.20E-06	1.50E-04	3.60E-05	4.00E-03	2.70E-04	4.60E-03
¹³³ I	8.00E-07	3.60E-09	7.30E-08	2.70E-10	1.70E-10	7.40E-07	6.70E-07	1.20E-28	2.50E-08	1.20E-08	8.20E-06	1.40E-06	1.20E-05
¹³³ Xe	0.00E+00	6.40E-07	0.00E+00	0.00E+00	9.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.40E-07
Total	2.20^E-02	1.30E-04	3.50^E-06	5.30E-08	4.10E-06	1.60E-06	1.20E-02	1.50E-01	1.10E-01	1.70E-02	2.30E-01	5.60E-02	6.00E-01

Tableau B17. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets gazeux continus
(REP terrestre type – Adultes)

Radio-nucléide	Dose annuelle (μSv)												
	Inhalation	Activité γ du nuage	Activité γ déposée	Remise en suspension	Activité β du nuage	Activité β déposée	Légumes verts	Céréales	Légumes-racines	Viande de bœuf	Lait	Fruits	Total
³ H	2.00E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.80E-04	9.60E-05	2.60E-03	2.20E-04	1.20E-02	1.30E-03	1.80E-02
¹⁴ C	2.00E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.50E-07	0.00E+00	1.10E-02	1.50E-01	1.10E-01	1.60E-02	2.20E-01	5.50E-02	5.80E-01
⁴¹ Ar	0.00E+00	1.30E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.10E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.30E-04
⁵⁸ Co	2.50E-08	5.00E-10	9.70E-08	1.60E-11	1.10E-14	9.30E-11	1.20E-08	5.70E-09	1.70E-10	4.50E-10	1.40E-07	5.20E-09	2.80E-07
⁶⁰ Co	5.00E-09	4.70E-11	1.70E-07	5.60E-12	1.00E-13	0.00E+00	3.60E-09	3.10E-09	7.90E-10	4.50E-10	4.40E-08	3.40E-09	2.30E-07
⁸⁵ Kr	0.00E+00	4.40E-08	0.00E+00	0.00E+00	3.00E-07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.50E-07
⁸⁸ Kr	0.00E+00	1.20E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.20E-06
¹³¹ I	2.50E-05	1.80E-08	3.10E-06	5.30E-08	6.20E-10	8.50E-07	1.40E-04	1.20E-06	1.50E-04	3.60E-05	4.00E-03	2.70E-04	4.60E-03
¹³³ I	8.00E-07	3.60E-09	7.30E-08	2.70E-10	1.70E-10	7.40E-07	6.70E-07	1.20E-28	2.50E-08	1.20E-08	8.20E-06	1.40E-06	1.20E-05
¹³³ Xe	0.00E+00	6.40E-07	0.00E+00	0.00E+00	9.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.40E-07
Total	2.20^E-02	1.30E-04	3.50E-06	5.30E-08	4.10E-06	1.60E-06	1.20E-02	1.50E-01	1.10E-01	1.70E-02	2.30E-01	5.60E-02	6.00E-01

Table B18. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets gazeux continus
(REP terrestre type – Enfants en bas âge)

Radio-nucléide	Dose annuelle (μSv)												
	Inhalation	Activité γ du nuage	Activité γ déposée	Remise en suspension	Activité β du nuage	Activité β déposée	Légumes verts	Céréales	Légumes-racines	Viande de bœuf	Lait	Fruits	Total
³ H	2.00 ^E -03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.80E-04	9.60E-05	2.60E-03	2.20E-04	1.20E-02	1.30 ^E -03	1.80E-02
¹⁴ C	2.00 ^E -02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.50E-07	0.00E+00	1.10E-02	1.50E-01	1.10E-01	1.60E-02	2.20E-01	5.50E-02	5.80E-01
⁴¹ Ar	0.00 ^E +00	1.30E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.10E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.30E-04
⁵⁸ Co	2.50 ^E -08	5.00E-10	9.70E-08	1.60E-11	1.10E-14	9.30E-11	1.20E-08	5.70E-09	1.70E-10	4.50E-10	1.40E-07	5.20E-09	2.80E-07
⁶⁰ Co	5.00 ^E -09	4.70E-11	1.70E-07	5.60E-12	1.00E-13	0.00E+00	3.60E-09	3.10E-09	7.90E-10	4.50E-10	4.40E-08	3.40E-09	2.30E-07
⁸⁵ Kr	0.00 ^E +00	4.40E-08	0.00E+00	0.00E+00	3.00E-07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.50E-07
⁸⁸ Kr	0.00 ^E +00	1.20E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.20E-06
¹³¹ I	2.50 ^E -05	1.80E-08	3.10E-06	5.30E-08	6.20E-10	8.50E-07	1.40E-04	1.20E-06	1.50E-04	3.60E-05	4.00E-03	2.70E-04	4.60E-03
¹³³ I	8.00 ^E -07	3.60E-09	7.30E-08	2.70E-10	1.70E-10	7.40E-07	6.70E-07	1.20E-28	2.50E-08	1.20E-08	8.20E-06	1.40E-06	1.20E-05
¹³³ Xe	0.00 ^E +00	6.40E-07	0.00E+00	0.00E+00	9.60E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.40E-07
Total	2.20^E-02	1.30E-04	3.50E-06	5.30E-08	4.10E-06	1.60E-06	1.20E-02	1.50E-01	1.10E-01	1.70E-02	2.30E-01	5.60E-02	6.00E-01

**Tableau B19. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année,
après 50 ans de rejets liquides continus
(REP représentatif en bord de mer – Adultes)**

Radionucléide	Dose annuelle (μSv)						Total
	Poissons	Crustacés	Mollusques	Activité γ	Activité β	Embruns	
³ H	4.00E-04	8.10E-05	8.10E-05	0.00E+00	0.00E+00	8.60E-12	5.60E-04
¹⁴ C	2.40E-01	4.70E-02	4.70E-02	0.00E+00	0.00E+00	5.70E-13	3.30E-01
⁵⁴ Mn	1.80E-06	4.40E-07	4.40E-06	3.40E-06	0.00E+00	5.90E-16	1.00E-05
⁵⁸ Co	1.00E-04	1.00E-04	1.00E-04	2.10E-05	3.80E-09	1.40E-14	3.30E-04
⁶⁰ Co	2.40E-04	2.40E-04	2.40E-04	6.30E-04	0.00E+00	4.40E-14	1.30E-03
⁶³ Ni	3.80E-05	7.60E-06	1.50E-05	0.00E+00	0.00E+00	5.20E-15	6.10E-05
^{110m} Ag	1.60E-04	3.30E-04	6.50E-04	8.60E-07	1.60E-10	1.90E-14	1.10E-03
¹²⁴ Sb	5.70E-05	1.10E-05	5.70E-06	6.80E-08	5.60E-10	7.80E-15	7.40E-05
¹³¹ I	2.30E-06	4.60E-07	4.60E-07	1.00E-10	6.90E-13	1.70E-15	3.20E-06
¹³⁴ Cs	1.40E-04	8.40E-06	8.40E-06	2.70E-06	5.30E-09	1.10E-14	1.60E-04
¹³⁷ Cs	2.80E-04	1.70E-05	1.70E-05	2.00E-05	7.00E-08	2.20E-14	3.40E-04
Total	2.40E-01	4.80E-02	4.80E-02	6.80E-04	8.00E-08	9.30E-12	3.30E-01

**Tableau B20. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année,
après 50 ans de rejets liquides continus
(REP représentatif en bord de mer – Enfants en bas âge)**

Radionucléide	Dose annuelle (μSv)				Total
	Poissons	Activité γ	Activité β	Embruns	
³ H	5.40E-05	0.00 ^E +00	0.00E+00	8.90E-14	5.40E-05
¹⁴ C	3.20E-02	0.00 ^E +00	0.00E+00	7.00E-15	3.20E-02
⁵⁴ Mn	3.80E-07	5.10E-08	0.00E+00	9.60E-18	4.40E-07
⁵⁸ Co	3.10E-05	3.10E-07	5.70E-11	2.30E-16	3.10E-05
⁶⁰ Co	9.40E-05	9.50E-06	0.00E+00	5.90E-16	1.00E-04
⁶³ Ni	1.10E-05	0.00E+00	0.00E+00	8.00E-17	1.10E-05
^{110m} Ag	4.10E-05	1.30E-08	2.40E-12	2.70E-16	4.10E-05
¹²⁴ Sb	1.80E-05	1.00E-09	8.40E-12	1.10E-16	1.80E-05
¹³¹ I	9.50E-07	1.60E-12	1.00E-14	6.30E-17	9.50E-07
¹³⁴ Cs	5.90E-06	4.00E-08	7.90E-11	4.60E-17	5.90E-06
¹³⁷ Cs	1.30E-05	3.00E-07	1.00E-09	1.00E-16	1.30E-05
Total	3.30E-02	1.00E-05	1.20E-09	9.80E-14	3.30E-02

**Tableau B21. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année,
après 50 ans de rejets liquides continus (REP terrestre type – Adultes)**

Radionucléide	Dose annuelle (µSv)								
	Eau douce	Bœuf	Poisson d'eau douce	Légumes verts	Lait	Céréales	Légumes-racines	Irradiation externe	Total
³ H	8.74E-03	6.44E-04	1.79E-04	1.36E-04	3.44E-03	8.99E-04	3.64E-04	0.00E+00	1.44E-02
¹⁴ C	2.33E-04	1.34E-04	2.65E-02	3.17E-05	3.57E-04	3.89E-04	9.41E-05	0.00E+00	2.77E-02
⁵⁴ Mn	1.09E-07	5.18E-08	2.49E-07	6.29E-09	1.66E-07	1.56E-08	1.42E-08	2.48E-07	8.60E-07
⁵⁸ Co	3.96E-06	3.63E-08	2.70E-05	4.11E-08	3.87E-07	6.94E-08	4.20E-09	4.38E-07	3.19E-05
⁶⁰ Co	8.24E-06	6.62E-07	5.62E-05	5.51E-07	7.06E-06	7.83E-07	1.40E-06	1.56E-04	2.30E-04
⁶³ Ni	1.28E-06	3.56E-07	2.92E-06	1.39E-07	9.50E-07	3.69E-07	3.82E-07	0.00E+00	6.40E-06
^{110m} Ag	7.35E-06	6.17E-08	3.84E-07	6.05E-08	9.88E-06	1.10E-07	2.31E-08	1.51E-07	1.80E-05
¹²⁴ Sb	3.42E-06	2.13E-08	7.78E-08	2.52E-08	1.14E-08	4.27E-08	1.35E-09	1.27E-08	3.62E-06
¹³¹ I	8.86E-06	1.09E-07	4.03E-06	7.60E-08	1.45E-06	8.03E-07	1.84E-07	1.07E-10	1.55E-05
¹³⁴ Cs	2.84E-05	1.10E-05	1.29E-03	2.97E-07	9.77E-06	2.84E-06	7.48E-07	2.35E-06	1.35E-03
¹³⁷ Cs	1.53E-05	8.74E-04	6.95E-04	2.47E-05	7.77E-04	9.74E-05	7.55E-05	6.72E-04	3.23E-03
Total	9.05E-03	1.66E-03	2.87E-02	1.93E-04	4.60E-03	1.39E-03	5.36E-04	8.31E-04	4.70E-02

**Tableau B22. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année,
après 50 ans de rejets liquides continus (REP terrestre type – Enfants en bas âge)**

Radionucléide	Dose annuelle (µSv)								
	Eau douce	Bœuf	Poisson d'eau douce	Légumes verts	Lait	Céréales	Légumes-racines	Irradiation externe	Total
³ H	1.32E-02	2.29E-04	4.77E-05	1.81E-04	9.17E-03	6.54E-04	8.08E-04	0.00E+00	2.43E-02
¹⁴ C	3.65E-04	4.92E-05	7.30E-03	4.38E-05	9.84E-04	2.93E-04	2.16E-04	0.00E+00	9.25E-03
⁵⁴ Mn	2.72E-07	3.02E-08	1.09E-07	1.37E-08	7.24E-07	1.86E-08	5.15E-08	1.49E-08	1.23E-06
⁵⁸ Co	1.34E-05	2.88E-08	1.60E-05	1.22E-07	2.30E-06	1.12E-07	2.08E-08	2.63E-08	3.20E-05
⁶⁰ Co	3.72E-05	7.01E-07	4.46E-05	2.19E-06	5.60E-05	1.70E-06	9.27E-06	9.33E-06	1.61E-04
⁶³ Ni	4.09E-06	2.66E-07	1.63E-06	3.89E-07	5.32E-06	5.64E-07	1.78E-06	0.00E+00	1.40E-05
^{110m} Ag	2.09E-05	4.12E-08	1.92E-07	1.51E-07	4.94E-05	1.50E-07	9.64E-08	9.06E-09	7.09E-05
¹²⁴ Sb	1.24E-05	1.82E-08	4.98E-08	8.07E-08	7.27E-08	7.46E-08	7.20E-09	7.63E-10	1.28E-05
¹³¹ I	4.12E-05	1.19E-07	3.29E-06	3.11E-07	1.19E-05	1.79E-06	1.25E-06	6.43E-12	5.98E-05
¹³⁴ Cs	1.36E-05	1.23E-06	1.09E-04	1.25E-07	8.23E-06	6.52E-07	5.25E-07	1.41E-07	1.33E-04
¹³⁷ Cs	8.02E-06	1.08E-04	6.41E-05	1.14E-05	7.17E-04	2.45E-05	5.80E-05	4.03E-05	1.03E-03
Total	1.38E-02	3.89E-04	7.59E-03	2.39E-04	1.10E-02	9.76E-04	1.09E-03	4.99E-05	3.51E-02

Tableau B23. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année,
après 50 ans de rejets gazeux continus (Installation de retraitement type – Adultes)

Radio-nucléide	Dose annuelle (μSv)												
	Inhalation	Activité γ du nuage	Activité γ déposée	Remise en suspension	Activité β du nuage	Activité β déposée	Légumes verts	Céréales	Légumes-racines	Viande de bœuf	Lait	Fruits	Total
³ H	2.40E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.30E-02	2.20E-02	9.70E-02	1.10E-01	3.70E-01	9.70 ^E -02	1.00E+00
¹⁴ C	1.90E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.40E-05	0.00E+00	1.30E+00	3.10E+01	3.80E+00	7.00E+00	6.30E+00	3.80E+00	5.50E+01
⁸⁵ Kr	0.00E+00	3.20E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.40E+01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.70E+01
¹⁰⁶ Ru	7.90E-05	3.20E-08	3.50E-05	6.90E-08	8.40E-09	2.20E-05	1.60E-05	2.40E-06	2.20E-07	4.80E-06	2.40E-08	2.10E-06	1.60E-04
¹²⁹ I	5.10E-02	7.00E-07	1.90E-02	5.50E-04	3.80E-08	0.00E+00	1.70E+00	1.40E+01	2.50E+00	3.40E+00	1.30E+01	3.80E+00	3.90E+01
¹³¹ I	7.50E-04	2.20E-06	4.20E-04	1.60E-06	4.80E-08	1.90E-04	5.30E-03	8.40E-05	1.70E-03	5.00E-03	3.70E-02	5.90E-03	5.60E-02
¹³³ I	4.00E-05	8.90E-07	2.00E-05	1.30E-08	2.60E-08	3.50E-04	4.10E-05	1.40E-26	4.60E-07	2.80E-06	1.20E-04	5.30E-05	6.30E-04
¹³⁷ Cs	2.40E-08	1.60E-10	1.60E-06	3.30E-11	2.90E-12	2.90E-09	7.90E-08	7.80E-07	1.10E-07	9.40E-07	4.90E-07	6.20E-08	4.10E-06
²³⁸ Pu	3.00E-05	3.60E-15	1.40E-11	4.30E-08	8.70E-17	0.00E+00	1.30E-07	1.80E-08	2.20E-10	1.00E-08	4.80E-10	1.90E-08	3.00E-05
²³⁹ Pu	2.60E-05	2.40E-15	1.70E-11	3.90E-08	6.20E-15	0.00E+00	1.10E-07	1.60E-08	2.30E-10	9.00E-09	4.30E-10	1.70E-08	2.60E-05
Total	2.20E+00	3.20E+00	2.00E-02	5.50E-04	1.40E+01	5.60E-04	3.10E+00	4.50E+01	6.30E+00	1.00E+01	2.00E+01	7.70E+00	1.10E+02

**Tableau B24. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année,
après 50 ans de rejets gazeux continus (Installation de retraitement type – Enfants en bas âge)**

Radio-nucléide	Dose annuelle (µSv)												
	Inhalation	Activité γ du nuage	Activité γ déposée	Remise en suspension	Activité β du nuage	Activité β déposée	Légumes verts	Céréales	Légumes-racines	Viande de bœuf	Lait	Fruits	Total
³ H	1.60E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	9.80E-02	1.60E-02	2.20E-01	3.80E-02	9.80E-01	2.20 ^E -01	1.70E+00
¹⁴ C	1.60E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.40E-05	0.00E+00	1.70E+00	2.30E+01	8.60E+00	2.60E+00	1.70E+01	8.60 ^E +00	6.40E+01
⁸⁵ Kr	0.00E+00	2.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.40E+01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.60E+01
¹⁰⁶ Ru	8.00E-05	2.00E-08	1.80E-05	7.10E-08	8.40E-09	7.50E-06	5.70E-05	4.60E-06	1.30E-06	4.50E-06	1.70E-07	1.20E-05	1.90E-04
¹²⁹ I	3.20E-02	4.40E-07	9.90E-03	3.40E-04	3.80E-08	0.00E+00	1.70E+00	7.60E+00	4.10E+00	8.90E-01	2.70E+01	6.30E+00	4.70E+01
¹³¹ I	1.90E-03	1.40E-06	2.20E-04	4.00E-06	4.80E-08	6.50E-05	2.20E-02	1.90E-04	1.10E-02	5.40E-03	3.00E-01	4.00E-02	3.90E-01
¹³³ I	1.20E-04	5.70E-07	1.00E-05	4.20E-08	2.60E-08	1.20E-04	2.10E-04	3.80E-26	3.90E-06	3.80E-06	1.30E-03	4.50E-04	2.20E-03
¹³⁷ Cs	7.20E-09	1.00E-10	8.30E-07	1.00E-11	2.90E-12	9.80E-10	3.70E-08	2.00E-07	8.50E-08	1.20E-07	4.50E-07	4.70E-08	1.80E-06
²³⁸ Pu	1.20E-05	2.30E-15	7.00E-12	1.80E-08	8.70E-17	0.00E+00	1.10E-07	8.60E-09	3.20E-10	2.30E-09	8.30E-10	2.70E-08	1.30E-05
²³⁹ Pu	1.00E-05	1.60E-15	8.90E-12	1.60E-08	6.20E-15	0.00E+00	9.30E-08	7.30E-09	3.30E-10	2.00E-09	7.30E-10	2.40E-08	1.10E-05
Total	1.80E+00	2.00E+00	1.00E-02	3.50E-04	1.40E+01	1.90E-04	3.60E+00	3.10E+01	1.30E+01	3.50E+00	4.50E+01	1.50E+01	1.30E+02

**Tableau B25. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année,
après 50 ans de rejets liquides continus (Installation de retraitement type – Adultes)**

Radionucléide	Dose annuelle (μSv)						
	Poissons	Crustacés	Mollusques	Activité γ	Activité β	Embruns	Total
³ H	2.70E-01	5.50E-02	5.50E-02	0.00E+00	0.00E+00	5.80E-09	3.80E-01
¹⁴ C	1.40E+02	2.80E+01	2.80E+01	0.00E+00	0.00E+00	3.40E-10	2.00E+02
⁵⁴ Mn	5.60E-03	1.40E-03	1.40E-02	1.10E-02	0.00E+00	1.90E-12	3.20E-02
⁵⁷ Co	1.20E-04	1.20E-04	1.20E-04	4.10E-05	0.00E+00	2.00E-14	4.00E-04
⁵⁸ Co	4.70E-03	4.70E-03	4.70E-03	9.40E-04	1.70E-07	6.40E-13	1.50E-02
⁶⁰ Co	7.00E-01	7.00E-01	7.00E-01	1.90E+00	0.00E+00	1.30E-10	4.00E+00
⁶³ Ni	1.20E-02	2.50E-03	5.00E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.70E-12	2.00E-02
⁶⁵ Zn	6.70E-03	6.70E-02	4.00E-02	5.30E-05	0.00E+00	7.10E-14	1.10E-01
⁸⁹ Sr	2.20E-04	4.30E-05	2.20E-05	1.90E-09	6.60E-07	5.40E-12	2.80E-04
⁹⁰ Sr	2.70E-01	5.30E-02	2.70E-02	4.10E-07	7.00E-04	3.70E-09	3.50E-01
⁹⁵ Zr	7.70E-07	1.50E-06	3.80E-05	2.10E-05	3.80E-09	4.60E-14	6.20E-05
⁹⁹ Tc	3.20E-03	2.10E-02	2.10E-02	0.00E+00	0.00E+00	1.40E-11	4.60E-02
¹⁰⁶ Ru	3.40E-01	3.40E+00	6.90E+01	0.00E+00	2.30E-03	1.50E-08	7.20E+01
¹²⁵ Sb	7.40E-01	1.50E-01	7.40E-02	7.30E-03	1.30E-05	1.70E-10	9.70E-01
¹²⁹ I	2.30E+00	4.60E-01	4.60E-01	1.50E-04	0.00E+00	1.60E-09	3.20E+00
¹³⁴ Cs	4.90E-01	2.90E-02	2.90E-02	9.20E-03	1.80E-05	3.70E-11	5.50E-01
¹³⁷ Cs	4.00E+00	2.40E-01	2.40E-01	2.80E-01	9.80E-04	3.10E-10	4.70E+00
¹⁴⁴ Ce	4.50E-05	1.80E-04	8.90E-04	5.50E-05	0.00E+00	2.80E-12	1.20E-03
¹⁵⁴ Eu	5.20E-04	3.50E-04	2.40E-03	1.50E-02	7.80E-05	5.80E-12	1.80E-02
²³⁴ U	3.90E-04	7.70E-04	2.30E-03	1.10E-06	0.00E+00	3.80E-09	3.50E-03
²³⁸ Pu	5.50E-02	8.30E-02	8.30E-01	8.00E-05	0.00E+00	1.20E-08	9.60E-01
²³⁹ Pu	3.20E-02	4.80E-02	4.80E-01	2.00E-05	0.00E+00	6.80E-09	5.60E-01
²⁴¹ Pu	2.60E-02	3.80E-02	3.80E-01	3.10E-06	0.00E+00	5.10E-09	4.50E-01
²⁴¹ Am	3.40E-03	6.90E-03	2.80E-01	1.90E-03	0.00E+00	6.50E-09	2.90E-01
²⁴⁴ Cm	8.80E-04	1.80E-03	1.10E-01	2.50E-05	0.00E+00	1.80E-09	1.10E-01
Total	1.50E+02	3.40E+01	1.00E+02	2.20E+00	4.10E-03	6.20E-08	2.90E+02

Tableau B26. Doses délivrées aux groupes critiques au cours de la 50^e année, après 50 ans de rejets liquides continus (Installation de retraitement type – Enfants en bas âge)

Radionucléide	Dose annuelle à la 50 ^e année (μSv)						
	Poissons	Crustacés	Mollusques	Activité γ	Activité β	Embruns	Total
³ H	3.70E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.10E-11	3.70E-02
¹⁴ C	1.90E+01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.20E-12	1.90E+01
⁵⁴ Mn	1.20E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-04	0.00E+00	3.10E-14	1.40E-03
⁵⁷ Co	4.50E-05	0.00E+00	0.00E+00	6.10E-07	0.00E+00	3.10E-16	4.60E-05
⁵⁸ Co	1.40E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.40E-05	2.60E-09	1.00E-14	1.40E-03
⁶⁰ Co	2.80E-01	0.00E+00	0.00E+00	2.80E-02	0.00E+00	1.70E-12	3.00E-01
⁶³ Ni	3.50E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.60E-14	3.50E-03
⁶⁵ Zn	1.40E-03	0.00E+00	0.00E+00	7.90E-07	0.00E+00	1.10E-15	1.40E-03
⁸⁹ Sr	7.50E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.90E-11	9.90E-09	8.30E-14	7.50E-05
⁹⁰ Sr	3.50E-02	0.00E+00	0.00E+00	6.10E-09	1.00E-05	4.40E-11	3.50E-02
⁹⁵ Zr	2.30E-07	0.00E+00	0.00E+00	3.10E-07	5.60E-11	6.00E-16	5.40E-07
⁹⁹ Tc	1.20E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.80E-13	1.20E-03
¹⁰⁶ Ru	1.20E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.40E-05	2.30E-10	1.20E-01
¹²⁵ Sb	2.10E-01	0.00E+00	0.00E+00	1.10E-04	1.90E-07	2.30E-12	2.10E-01
¹²⁹ I	2.30E-01	0.00E+00	0.00E+00	2.20E-06	0.00E+00	1.50E-11	2.30E-01
¹³⁴ Cs	2.00E-02	0.00E+00	0.00E+00	1.40E-04	2.70E-07	1.60E-13	2.10E-02
¹³⁷ Cs	1.80E-01	0.00E+00	0.00E+00	4.30E-03	1.50E-05	1.40E-12	1.90E-01
¹⁴⁴ Ce	1.70E-05	0.00E+00	0.00E+00	8.20E-07	0.00E+00	4.80E-14	1.80E-05
¹⁵⁴ Eu	1.60E-04	0.00E+00	0.00E+00	2.20E-04	1.20E-06	6.40E-14	3.80E-04
²³⁴ U	5.10E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.60E-08	0.00E+00	4.60E-11	5.10E-05
²³⁸ Pu	4.80E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.20E-06	0.00E+00	7.40E-11	4.80E-03
²³⁹ Pu	2.70E-03	0.00E+00	0.00E+00	3.00E-07	0.00E+00	4.10E-11	2.70E-03
²⁴¹ Pu	1.50E-03	0.00E+00	0.00E+00	4.70E-08	0.00E+00	2.10E-11	1.50E-03
²⁴¹ Am	3.20E-04	0.00E+00	0.00E+00	2.80E-05	0.00E+00	4.10E-11	3.50E-04
²⁴⁴ Cm	1.10E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.70E-07	0.00E+00	1.50E-11	1.10E-04
Total	2.10E+01	0.00E+00	0.00E+00	3.30E-02	6.10E-05	5.90E-10	2.10E+01

Tableau B27. Doses collectives imputables aux résidus de traitement, normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans (Densité de population : 1 habitant/km²)

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)						
	0-100 km			100-2 000 km			Total général
	Activité γ du nuage	Inhalation	Total	Activité γ du nuage	Inhalation	Total	
²²² Rn	9.70 ^E -09	1.20E-03	1.20E-3	9.40E-10	1.20E-04	1.20E-4	1.32E-2

Tableau B28. Doses collectives imputables aux résidus de traitement, normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans : transferts par la chaîne alimentaire

Radionucléide	Doses collectives (hommeSv)
²¹⁰ Pb-	2.13E-02
²¹⁰ Po	4.59E-02
Total	6.72E-02

Tableau B29. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets gazeux pendant la fabrication et l'enrichissement du combustible et calculées sur 500 ans

	Dose collective (hommeSv)	
	Radionucléide	
	²³⁸ U	Total
Activité γ du nuage	1.66E-10	1.66E-10
Activité β du nuage	4.86E-14	4.86E-14
Inhalation	5.43E-04	5.43E-04
Activité γ déposée	1.06E-05	1.06E-05
Activité β déposée	0.00E+00	0.00E+00
Remise en suspension	1.03E-06	1.03E-06
Légumes verts	6.57E-06	6.57E-06
Céréales	2.20E-06	2.20E-06
Légumes – racines	1.69E-06	1.69E-06
Viande de bœuf	1.49E-07	1.49E-07
Foie de bœuf	5.43E-09	5.43E-09
Viande de mouton	6.57E-08	6.57E-08
Foie de mouton	3.43E-09	3.43E-09
Lait	6.29E-06	6.29E-06
Produits laitiers	6.57E-05	6.57E-05
Total	6.29E-04	6.29E-04

Tableau B30. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe à la suite des rejets liquides au cours de la fabrication et de l'enrichissement du combustible et calculées sur 500 ans

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)
²³⁰ Th	1.30E-05
²³² Th	3.70E-07
²³⁴ Th	2.70E-04
²³⁴ U	1.70E-05
Total	3.00E-04

**Tableau B31. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe
à la suite des rejets gazeux d'un REP représentatif en bord de mer.
Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans.**

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)							
	Activité γ du nuage	Activité β du nuage	Inhalation	Activité γ déposée	Activité β déposée	Remise en suspension	Légumes vert	Céréales
^3H	0.00E+00	0.00E+00	4.95E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.96E-04	1.21E-04
^{14}C	0.00E+00	9.35E-08	4.30E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.55E-03	1.78E-01
^{41}Ar	1.78E-06	1.03E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
^{58}Co	1.59E-10	6.92E-16	1.50E-09	2.43E-08	4.49E-11	7.01E-13	4.49E-10	1.50E-10
^{60}Co	1.59E-11	6.82E-15	3.64E-10	4.39E-08	0.00E+00	3.08E-13	1.12E-10	3.27E-10
^{85}Kr	3.36E-08	5.33E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
^{88}Kr	2.71E-08	7.38E-11	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
^{131}I	1.21E-09	8.79E-12	1.40E-07	2.34E-07	1.21E-07	2.90E-10	6.26E-07	6.45E-15
^{133}I	1.68E-10	1.59E-12	2.43E-09	3.74E-09	7.10E-08	8.32E-13	5.70E-12	0.00E+00
^{133}Xe	3.08E-07	1.21E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Total	2.15E-06	1.78E-07	4.77E-03	2.99E-07	1.87E-07	2.90E-10	3.74E-03	1.78E-01

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)							
	Légumes- racines	Viande de bœuf	Foie de bœuf	Viande de mouton	Foie de mouton	Lait	Produits laitiers	Total
^3H	6.07E-04	5.79E-05	1.59E-06	4.86E-06	2.71E-07	4.39E-04	2.06E-04	2.15E-03
						Circulation planétaire ^3H		1.92E-05
^{14}C	2.52E-02	4.11E-03	1.12E-04	3.36E-04	1.96E-05	8.04E-03	5.14E-02	2.80E-01
						Circulation planétaire ^{14}C		2.42E-01
^{41}Ar	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.78E-06
^{58}Co	1.78E-12	1.96E-11	4.86E-11	1.68E-12	9.35E-12	6.36E-10	4.49E-09	3.18E-08
^{60}Co	1.50E-11	1.59E-11	3.93E-11	1.21E-12	6.64E-12	1.59E-10	2.62E-09	4.77E-08
^{85}Kr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	8.69E-08
						Circulation planétaire ^{85}Kr		1.07E-07
^{88}Kr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.71E-08
^{131}I	2.99E-10	2.34E-07	7.10E-09	1.12E-08	7.38E-10	3.55E-06	3.36E-08	4.95E-06
^{133}I	0.00E+00	1.78E-13	4.39E-14	3.18E-15	1.68E-15	1.03E-09	3.18E-40	7.85E-08
^{133}Xe	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.18E-07
Total	2.62E-02	4.21E-03	1.12E-04	3.46E-04	1.96E-05	8.50E-03	5.14E-02	5.22E-01

**Tableau B32. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe
par suite de rejets gazeux d'un REP terrestre type.
Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans.**

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)							
	Activité γ du nuage	Activité β du nuage	Inhalation	Activité γ déposée	Activité β déposée	Remise en suspension	Légumes vert	Céréales
^3H	0.00E+00	0.00E+00	5.89E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.43E-04	1.87E-04
^{14}C	0.00E+00	1.12E-07	5.14E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.39E-03	2.90E-01
^{41}Ar	2.52E-06	1.31E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
^{58}Co	2.06E-10	8.88E-16	1.96E-09	3.27E-08	5.98E-11	9.35E-13	7.01E-10	4.49E-10
^{60}Co	2.06E-11	8.69E-15	4.67E-10	5.89E-08	0.00E+00	4.11E-13	1.68E-10	1.03E-09
^{85}Kr	4.02E-08	6.36E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
^{88}Kr	4.21E-08	1.12E-10	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
^{131}I	1.68E-09	1.12E-11	1.87E-07	3.08E-07	1.59E-07	3.93E-10	1.03E-06	2.90E-14
^{133}I	2.34E-10	2.15E-12	3.27E-09	5.14E-09	9.35E-08	1.12E-12	1.03E-11	0.00E+00
^{133}Xe	3.74E-07	1.50E-08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Total	2.99E-06	2.06E-07	5.70E-03	4.02E-07	2.62E-07	3.93E-10	4.67E-03	2.90E-01

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)							
	Légumes- racines	Viande de bœuf	Foie de bœuf	Viande de mouton	Foie de mouton	Lait	Produits laitiers	Total
^3H	7.20E-04	6.17E-05	1.68E-06	4.77E-06	2.71E-07	4.67E-04	1.87E-04	2.43E-03
						Circulation planétaire ^3H		1.92E-05
^{14}C	2.99E-02	4.30E-03	1.12E-04	3.36E-04	1.96E-05	8.50E-03	4.77E-02	3.93E-01
						Circulation planétaire ^{14}C		2.42E-01
^{41}Ar	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.52E-06
^{58}Co	2.43E-12	1.78E-11	4.30E-11	1.78E-12	9.35E-12	6.64E-10	3.08E-09	3.93E-08
^{60}Co	2.06E-11	1.40E-11	3.46E-11	1.31E-12	6.92E-12	1.68E-10	1.87E-09	6.26E-08
^{85}Kr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.03E-07
						Circulation planétaire ^{85}Kr		1.07E-07
^{88}Kr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.21E-08
^{131}I	4.49E-10	1.78E-07	5.14E-09	1.12E-08	7.57E-10	3.55E-06	1.78E-08	5.51E-06
^{113}I	0.00E+00	1.12E-13	2.80E-14	3.36E-15	1.87E-15	9.35E-10	4.11E-41	1.03E-07
^{133}Xe	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.93E-07
Total	3.08E-02	4.39E-03	1.21E-04	3.36E-04	1.96E-05	8.97E-03	4.77E-02	6.35E-01

Tableau B33. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets liquides d'un REP représentatif en bord de mer. (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)
³ H-	9.35E-06
Circulation planétaire de ³ H	2.43E-05
¹⁴ C	7.94E-03
Circulation planétaire de ¹⁴ C	5.70E-03
⁵⁴ Mn	1.50E-07
⁵⁸ Co	2.99E-06
⁶⁰ Co	1.50E-05
⁶³ Ni	1.31E-06
^{110m} Ag	1.40E-05
¹²⁴ Sb	2.99E-07
¹³¹ I	4.95E-09
¹³⁴ Cs	2.06E-06
¹³⁷ Cs	5.89E-06
Total	1.40E-02

Tableau B34. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets liquides d'un REP terrestre type (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)			Total
	Eau douce	Agriculture	Milieu marin	
³ H	5.24E-03	1.57E-03	1.25E-05	6.83E-03
¹⁴ C	3.62E-04	8.79E-03	4.13E-03	1.33E-02
⁵⁴ Mn	2.57E-08	4.33E-08	6.74E-09	7.58E-08
⁵⁸ Co	1.09E-06	1.05E-07	8.20E-08	1.28E-06
⁶⁰ Co	2.30E-06	3.35E-06	5.83E-06	1.15E-05
⁶³ Ni	5.51E-07	1.06E-05	1.57E-07	1.13E-05
^{110m} Ag-	4.37E-06	3.05E-06	6.81E-05	7.55E-05
¹²⁴ Sb	1.98E-06	8.56E-08	8.03E-07	2.87E-06
¹³¹ I	4.49E-06	6.58E-07	3.21E-08	5.18E-06
¹³⁴ Cs	2.50E-05	5.01E-06	5.97E-07	3.06E-05
¹³⁷ Cs	4.87E-06	4.12E-04	2.06E-05	4.37E-04
Total	5.65E-03	1.08E-02	4.24E-03	2.07E-02

**Tableau B35. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe
par suite de rejets gazeux d'une installation de retraitement type –
Valeurs normalisées à la quantité de GWa produits et calculées sur 500 ans.**

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)							
	Activité γ du nuage	Activité β du nuage	Inhalation	Activité γ déposée	Activité β déposée	Remise en suspension	Légumes vert	Céréales
³ H	0.00E+00	0.00E+00	9.93E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.75E-04	2.43E-04
¹⁴ C	0.00E+00	1.83E-07	7.94E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.62E-03	3.31E-01
⁸⁵ Kr	3.75E-02	5.73E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
¹⁰⁶ Ru	1.50E-10	1.30E-11	1.21E-07	1.08E-07	8.61E-08	7.94E-11	2.21E-08	4.85E-09
¹²⁹ I	5.30E-10	1.28E-11	1.77E-05	1.81E-05	0.00E+00	2.21E-07	1.26E-03	1.35E-02
¹³¹ I	2.20E-09	1.54E-11	2.42E-07	3.53E-07	2.07E-07	5.07E-10	1.08E-06	1.12E-14
¹³³ I	6.18E-10	5.51E-12	8.60E-09	1.15E-08	2.43E-07	2.87E-12	1.96E-11	0.00E+00
¹³⁷ Cs	7.69E-13	4.62E-15	3.74E-11	5.28E-09	1.12E-11	3.74E-14	1.12E-10	2.18E-09
²³⁸ Pu	1.26E-17	1.35E-19	4.64E-08	4.20E-14	0.00E+00	5.31E-11	1.75E-10	5.09E-11
²³⁹ Pu	9.70E-18	9.48E-18	3.97E-08	6.39E-14	0.00E+00	5.51E-11	1.52E-10	4.63E-11
Total	3.75E-02	5.73E-02	8.95E-03	1.86E-05	5.36E-07	2.22E-07	8.25E-03	3.45E-01

Radionuclide	Dose collective (hommeSv)							
	Légumes- racines	Viande de bœuf	Foie de bœuf	Viande de mouton	Foie de mouton	Lait	Produits laitiers	Total
³ H	1.21E-03	1.15E-04	3.09E-06	9.71E-06	5.52E-07	9.27E-04	3.97E-04	4.28E-03
								Circulation planétaire ³H
								3.82E-05
¹⁴ C	4.63E-02	7.50E-03	2.07E-04	6.40E-04	3.53E-05	1.59E-02	9.49E-02	5.11E-01
								Circulation planétaire ¹⁴C
								4.50E-01
⁸⁵ Kr	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	9.84E-02
								Circulation planétaire ⁸⁵Kr
								1.20E-01
¹⁰⁶ Ru	5.52E-10	1.94E-09	4.85E-11	1.66E-10	8.83E-12	2.43E-11	2.21E-10	3.46E-07
¹²⁹ I	3.31E-03	5.97E-04	1.39E-05	6.63E-05	3.31E-06	5.74E-03	6.41E-02	8.66E-02
								Circulation planétaire ¹²⁹I
								2.52E-03
¹³¹ I	5.29E-10	3.97E-07	1.19E-08	2.14E-08	1.37E-09	1.23E-05	5.73E-08	1.47E-05
¹³³ I	0.00E+00	5.96E-13	1.50E-13	1.21E-14	6.40E-15	8.16E-09	1.17E-39	2.72E-07
¹³⁷ Cs	3.30E-10	3.74E-10	9.67E-12	4.62E-11	2.42E-12	5.06E-10	5.49E-09	1.44E-08
²³⁸ Pu	1.28E-12	4.20E-12	1.26E-11	1.99E-13	7.52E-13	4.87E-13	5.31E-12	4.68E-08
²³⁹ Pu	2.20E-12	3.75E-12	1.15E-11	1.76E-13	6.61E-13	4.41E-13	4.85E-12	3.99E-08
Total	5.09E-02	8.21E-03	2.24E-04	7.16E-04	3.92E-05	2.26E-02	1.59E-01	1.27E+00

Tableau B36. Doses collectives délivrées à la population de l'Europe par suite des rejets liquides d'une installation de retraitement type (Valeurs normalisées à la quantité de gigawattannées produits et calculées sur 500 ans)

Radionucléide	Dose collective (hommeSv)
^3H	1.50E-04
Circulation planétaire de ^3H	3.96E-04
^{14}C	1.13E-01
Circulation planétaire de ^{14}C	8.17E-02
^{54}Mn	1.12E-05
^{57}Co	1.30E-07
^{58}Co	3.09E-06
^{60}Co	1.01E-03
^{63}Ni	1.03E-05
^{65}Zn	2.65E-05
^{89}Sr	2.43E-08
^{90}Sr	1.41E-04
^{95}Zr	2.43E-08
^{99}Tc	1.89E-05
^{106}Ru	3.09E-02
^{125}Sb	3.09E-04
^{129}I	1.86E-03
Circulation planétaire d' ^{129}I	3.98E-04
^{134}Cs	1.70E-04
^{137}Cs	1.94E-03
^{144}Ce	9.93E-07
^{154}Eu	2.87E-06
^{234}U	1.79E-06
^{238}Pu	6.62E-04
^{239}Pu	4.21E-04
^{241}Pu	2.87E-04
^{241}Am	4.86E-04
^{244}Cm	1.45E-04
Total	2.34E-01

Annexe C

GLOSSAIRE ET FACTEURS DE CONVERSION

Acronymes

CCE	Commission des Communautés européennes
CCEA	Commission de contrôle de l'énergie atomique (Canada)
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
DHA	déchets de haute activité
DTHA	déchets radioactifs de très haute activité
DMA	déchets de moyenne activité
DFA	déchets de faible activité
MOX	mélange d'oxydes (d'uranium et de plutonium)
NRPB	<i>National Radiological Protection Board</i> (Royaume-Uni)
OSPAR	Conventions d'Oslo et de Paris
REB	réacteur à eau bouillante
REP	réacteur à eau sous pression
TLE	Transfert linéique d'énergie
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants
UTS	unité de travail de séparation
VTT	<i>Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus</i> (Centre de recherche technique – Finlande)
VVER	réacteur refroidi et modéré à l'eau

Unités

GWa	gigawattannée
Gwa(e)	Gigawattannée (électrique)
GWj	gigawattjour
MW	mégawatt
MW(e)	mégawatt électrique
ppm	partie par million
Sv	sievert
t	tonne
tML	tonne de métal lourd

pico	p	10^{-12}
nano	n	10^{-9}
micro	μ	10^{-6}
milli	m	10^{-3}
kilo	k	10^3
méga	M	10^6
giga	G	10^9
téra	T	10^{12}

Facteurs à utiliser pour la normalisation en gigawattannées produits

- **Extraction minière et traitement du minerai d'uranium**

Superficie des résidus de traitement de l'installation de référence	100 ha
Superficie des résidus issus de la production de 1 GWa	1 ha
Facteur de normalisation :	1/100

- **Conversion**

Normalisation applicable à la conversion de l'uranium : il convient de diviser les rejets exprimés en gigabecquerels par an par 35 pour obtenir le nombre de gigabecquerels par gigawattannée.

- **Retraitement**

Normalisation des rejets de l'installation de retraitement à partir des hypothèses de la Cogema :

Données relatives au retraitement en 1977

Production :	1 670 tML	≅ t d'U
Taux de combustion postulé :	30 GWj/t d'U	
Rendement thermique de la centrale nucléaire de référence :	0,33	(postulé)

En conséquence, la quantité d'électricité produite par le combustible (1 670 tML) retraité en 1977 s'élève à 45,75 GWa(e).

D'où le facteur de normalisation de 45,75 appliqué à la dose collective d'exposition professionnelle en 1977 (voir Tableau 14, dernière ligne).

Correction

- Cycle ouvert/cycle fermé) : 0,79 (141,7/179,3) t d'U naturel = 0,79
- Dose professionnelle imputable à la fabrication de combustibles :

Correction pour UO₂ + combustible MOX :

$$[(0,0066 * 21,1) + (0,43 * 5,5)] / (21,1 + 5,5) = 2,504 / 26,6 = 0,094$$

Correction pour combustion :

$$40 \text{ GWd/t} \times 1/365 \text{ a/d} = 0,1096 \text{ GWa/t}$$

$$0,1096 \text{ GWa/t} \times 26,6 \text{ t} = 2,915 \text{ GWa}$$

$$2,915 \text{ GWa} \times 0,33 = 0,962 \text{ GWa(e)}$$

ÉGALEMENT DISPONIBLE

Publications de l'AEN d'intérêt général

Rapport annuel 1998 (1999)

Disponible sur le web

Bulletin de l'AEN

ISSN 0255-7495

Abonnement annuel : FF 240 US\$ 45 DM 75 £ 26 ¥ 4 800

Le Point sur les rayonnements – Applications, risques et protection (1997)

ISBN 92-64-25483-8

Prix : FF 135 US\$ 27 DM 40 £ 17 ¥ 2 850

Le Point sur la gestion des déchets radioactifs (1996)

ISBN 92-64-24692-4

Prix : FF 310 US\$ 63 DM 89 £ 44

Programmes de gestion des déchets radioactifs des pays Membres de l'AEN/OCDE (1998)

ISBN 92-64-26033-1

Prix : FF 195 US\$ 33 DM 58 £ 20 ¥ 4 150

Protection radiologique

Méthodes d'évaluation des conséquences économiques des accidents nucléaires (2000)

ISBN 92-64-27658-0

Prix : FF 200 US\$ 31 DM 60 £ 19 ¥ 3 250

Stratégies de surveillance et de gestion de données dans les urgences nucléaires (2000)

ISBN 92-64-27168-6

Prix : FF 160 US\$ 26 DM 48 £ 16 ¥ 2 850

Évolution de radiobiologie et de radiopathologie : Répercussions sur la Radioprotection

Gratuit sur demande.

INEX 2 – Exercice international d'urgence en cas d'accident nucléaire :

Rapport final de l'exercice suisse (CD-ROM)

ISBN 92-64-06760-4

Price: FF 500 US\$ 88 DM 149 £ 53 ¥ 11 600

ISOE – Occupational Exposures at Nuclear Power Plants – Eighth Annual Report

(1999)

Gratuit sur demande.

Nuclear Emergency Data Management

ISBN 92-64-16037-X

Price: FF 480 US\$ 79 DM 143 £ 49 ¥ 9 450

Bon de commande au dos.

LES ÉDITIONS DE L'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE
(66 2000 09 2 P) ISBN 92-64-27657-2 – n° 50202 2000