

Gestion des déchets radioactifs

ISBN 978-92-64-99062-3

Libération des matériaux et bâtiments radioactifs du contrôle réglementaire

Rapport de synthèse

© OCDE 2008
NEA n° 6404

AGENCE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE
ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements de 30 démocraties œuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, la Corée, 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, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions de l'OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les interprétations exprimées ne reflètent pas nécessairement les vues de l'OCDE ou des gouvernements de ses pays membres.

L'AGENCE 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 28 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 slovaque, 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 2008

L'OCDE autorise à titre gracieux toute reproduction de cette publication à usage personnel, non commercial. L'autorisation de photocopier partie de cette publication à des fins publiques ou commerciales peut être obtenue du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com. Dans tous ces cas, la notice de copyright et autres légendes concernant la propriété intellectuelle doivent être conservées dans leur forme d'origine. Toute demande pour usage public ou commercial de cette publication ou pour traduction doit être adressée à rights@oecd.org.

AVANT-PROPOS

Le Groupe de travail de l'AEN sur le déclassé et le démantèlement (WPDD) réunit des hauts représentants d'organisations nationales qui possèdent une vue d'ensemble des questions de démantèlement et de déclassé en raison de leurs fonctions d'autorités de sûreté, de gestionnaires de déchets, de chercheurs ou de décideurs. La Commission européenne (CE) et l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) participent à ses travaux. Cette large composition facilite la coordination des activités entreprises dans le cadre de programmes internationaux.

Ce rapport de synthèse présente les résultats d'un sondage par questionnaire effectué par le WPDD en 2006. Il s'agissait ainsi d'obtenir un aperçu général des pratiques actuelles en matière de libération des matériaux et des bâtiments radioactifs (autrement dit, la sortie du champ d'application du droit pertinent). Ce sondage a permis de recueillir auprès de neuf pays membres de l'OCDE/AEN des informations sur les sujets suivants :

- le contexte juridique de la libération, notamment les seuils de libération ;
- les évaluations propres à l'installation en question ;
- l'étendue de la libération sur un site particulier ;
- les signatures radiologiques ;
- les critères utilisés pour calculer les moyennes ;
- les procédures de libération ou de levée des contrôles réglementaires.

Ce rapport propose aux lecteurs les dernières informations disponibles sur les différentes approches nationales de la libération. Il est destiné plus particulièrement à tous ceux qui s'appêtent à entreprendre une procédure de libération, par exemple pour le démantèlement d'une installation nucléaire.

Remerciements

Le WPDD exprime sa gratitude à M. Stefan Thierfeldt pour sa contribution importante à la rédaction de ce rapport.

TABLE DES MATIERES

Avant-propos.....	3
1. Introduction.....	7
2. Fondements de la libération.....	9
2.1 La notion radiologique de libération.....	9
2.2 Différences entre la libération des matériaux et la libération des bâtiments	11
2.3 Facteurs influant sur la décision de la libération (techniques, économiques, réglementaires, sociaux).....	12
3. Détermination des seuils de libération.....	15
3.1 Options en matière de libération.....	15
3.2 Modélisation radiologique.....	18
3.3 Seuils de libération	22
3.4 Le cas des radionucléides naturels présents dans les bâtiments et les gravats	23
3.5 Interdépendance entre les seuils de libération et la quantité de matériaux à libérer.....	25
4. Mise en œuvre du processus de libération	29
4.1 Caractérisation initiale.....	29
4.2 Détermination des spectres types	33
4.3 Mesures en vue de la libération	35
4.4 Conformité aux prescriptions réglementaires.....	40
5. Solutions de rechange à la libération (recyclage, stockage définitif en tant que déchets de très faible activité, entreposage provisoire).....	43
5.1 Facteurs techniques, économiques et sociaux	43
5.2 Comparaison des solutions de rechange à la libération	45
6. Conclusions.....	49
7. Références.....	53
<i>Annexe</i>	
1. Renseignements de base et évaluation du questionnaire sur la libération.....	55

1. INTRODUCTION

La libération des matériaux et bâtiments des installations nucléaires, autrement dit la levée des contrôles radiologiques qui leur sont applicables, présente certes également de l'intérêt pour les installations nucléaires en exploitation, mais elle est devenue la notion la plus importante dans le cadre de la gestion des matériaux issus du déclasséement des installations nucléaires au cours des deux dernières décennies. On dispose de nombreux exemples provenant de douzaines de projets de déclasséement dans le monde entier.

En conséquence, des orientations formulées par le Groupe de travail de l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (OCDE/AEN sur le déclasséement et le démantèlement (WPDD) pourraient être utiles aux installations nucléaires qui projettent de mettre en œuvre une procédure de libération dans la perspective d'un déclasséement, par exemple, en fournissant des informations à jour sur divers aspects de la libération mis en évidence par un questionnaire diffusé auprès de projets et autorités de déclasséement concernés dans les pays membres de l'OCDE. Le présent rapport de synthèse sur la libération des matériaux et des bâtiments, s'inspire d'un Rapport de synthèse sur la *Libération des sites des installations nucléaires* [OCDE, 2006] publié en 2006.

Le présent document s'articule de la manière suivante :

- La Section 2 présente des considérations fondamentales visant la libération, telles que les notions et facteurs radiologiques qui influent sur la décision de lever les contrôles.
- La Section 3 fournit des informations sur la détermination des seuils de libération, allant de considérations fondamentales relatives aux options en matière de libération à des exemple de seuils de libération en passant par les modèles radiologiques utilisés pour calculer les seuils de libération à partir des contraintes de dose initiales (d'ordinaire, un critère de dose de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ étant utilisé). Cette section examine aussi l'importante question du traitement des radionucléides d'origine naturelle, présents en particulier dans les matériaux de construction, et de leur prise en compte de la radioactivité provenant de la pratique autorisée.

- La Section 4 examine la mise en œuvre du processus de libération, depuis la caractérisation initiale des matériaux, le choix des techniques de mesure appropriées, en passant par la détermination du spectre type et la mise en œuvre de mesures en vue de la libération, pour aboutir à la déclaration finale de conformité aux critères de libération.
- La Section 5 présente des solutions alternatives à la libération, telles que l'évacuation en sub-surface des déchets de très faible activité.
- La Section 6 présente les conclusions.

2. FONDEMENTS DE LA LIBERATION

2.1 La notion radiologique de libération

La notion de libération est définie par l'AIEA comme étant la soustraction de matières radioactives ou d'objets radioactifs associés à des pratiques autorisées à tout contrôle ultérieur de l'Organisme de réglementation à des fins de radioprotection. Du point de vue conceptuel, la libération est étroitement liée à l'exemption, ce qui signifie la détermination par un organisme de réglementation qu'une source ou une pratique n'a pas besoin d'être soumise à certains ou à tous les aspects du contrôle réglementaire en se fondant sur le fait que l'exposition (y compris l'exposition potentielle) imputable à la source ou à la pratique est trop faible pour justifier l'application de ces aspects. Cependant, la libération peut être considérée comme le processus de levée du contrôle réglementaire alors que l'exemption est le processus consistant à décider qu'aucun contrôle réglementaire n'est nécessaire.

La libération est fondée sur la notion de trivialité de l'exposition. Cela signifie que :

- les risques dus aux rayonnements pour les personnes, qui sont imputables à la pratique ou à la source, doivent être suffisamment faibles pour être considérés comme insignifiants ;
- l'incidence radiologique collective de la pratique ou de la source doit être suffisamment faible pour ne pas justifier de contrôle réglementaire dans les conditions existantes ; et
- les pratiques et les sources doivent être intrinsèquement sûres, avec aucune probabilité acceptable de scénarios pouvant aboutir à des doses supérieures à la limite de dose.

En termes quantitatifs, ces exigences sont liées en règle générale à la prescription selon laquelle la dose efficace susceptible d'être délivrée à une quelconque personne du public à cause de matériaux faisant l'objet d'une libération, est de l'ordre de 10 μ Sv par an au maximum.

La notion de libération entraîne implicitement que des matériaux, dès lors qu'ils font l'objet d'une libération, ne sont soumis à aucune restriction ni mesure de contrôle réglementaire ultérieure. En conséquence, des déchets « libérés » peuvent être traités comme des déchets normaux ; et des matériaux « libérés » en vue d'une réutilisation ou d'un recyclage peuvent être vendus ou transférés à toute autre partie et utilisés à toute autre fin sans être considérés comme étant radioactifs.

Cela n'exclut cependant pas la notion de libération à une fin spécifique, souvent dénommée « libération conditionnelle », autrement dit, le cas où une certaine condition doit être remplie avant que l'acte de libération ne soit exécuté. Comme exemples de « libération conditionnelle » on peut citer la libération de ferraille uniquement destinée à la fusion (autrement dit pas à une réutilisation directe), la libération de bâtiments uniquement destinés à la démolition (autrement dit, pas à une réutilisation), ou la libération de matériaux pour évacuation dans des sites de mise en décharge (classique). Dès lors que cette condition est remplie, les matériaux ne sont également soumis à aucune restriction ou mesure de contrôle réglementaire ultérieure.

Du fait que l'exemption et la libération sont étroitement liées, il y a eu des débats sur le point de savoir s'il convient d'utiliser un seul ensemble de valeurs propres à chaque radionucléide pour autoriser à la fois :

- l'exemption de matériaux devant être réglementés et
- la libération de matériaux déjà réglementés.

À cet égard, la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a formulé les constatations suivantes dans son projet de recommandation [CIPR, 2006] :

« Alors que les niveaux d'activité appliqués à la mise en œuvre des prescriptions réglementaires (exemption) pourraient être différents de ceux appliqués à la levée des prescriptions réglementaires (libération), parce que, par exemple, l'imposition de prescriptions réglementaires à des matériaux peut exiger plus de ressources réglementaires qu'il n'en est libérées en soustrayant des matériaux à l'application de ces prescriptions (libération), une telle démarche a l'avantage de la simplicité ; un seul ensemble de valeurs serait aisé à appliquer et pourrait être interprété comme définissant une matière radioactive, notamment un déchet radioactif, à des fins réglementaires. Il existe cependant des arguments allant à l'encontre de cette position. Les valeurs applicables à la libération sont déterminées sur la base d'hypothèses différentes et parfois dans un but différent de celles déterminées pour l'exemption. Le choix d'un seul ensemble de valeurs

est susceptible d'avoir pour conséquence la sélection du plus faible de ceux qui sont disponibles. Néanmoins, on pourrait être fondé à choisir un seul ensemble de valeurs pour les seuils de libération : une pléthore de seuils, chacun étant propre à une matière ou une industrie, pourrait conduire à la confusion. Une autre possibilité tentante serait d'utiliser une fraction bien précise des seuils d'exemption établis comme seuil générique de libération. »

En d'autres termes, la CIPR considère que le fait d'avoir un seul ensemble de valeurs à la fois pour la libération et pour l'exemption a l'avantage de la simplicité mais comporte le risque de choisir simplement la valeur la plus basse disponible à partir des divers ensembles de seuils de libération et d'exemption applicables à chaque nucléide. L'autre solution consistant à utiliser différents ensembles de seuils de libération pour des options clairement définies en matière de libération (voir section 3.1) en dehors d'un ensemble de valeurs d'exemption, a été mise en œuvre dans presque tous les pays où la libération est une pratique établie. L'expérience des pays membres de l'OCDE montre qu'en règle générale différents ensembles de valeurs sont utilisés pour l'exemption et pour la libération.

2.2 Différences entre la libération des matériaux et la libération des bâtiments

Alors que les notions fondamentales sont les mêmes pour la libération des matériaux et la libération des bâtiments, il existe manifestement des différences dans la mise en œuvre de la libération des matériaux et de celle des bâtiments.

- La libération inconditionnelle des matériaux impose des seuils de libération massiques spécifiques et pour les matériaux ayant une surface mesurable, également des seuils de libération surfaciques spécifiques afin de limiter l'activité surfacique (rejet de poussière, etc.). En outre, les seuils de libération relatifs aux matériaux doivent prendre en compte toutes les voies d'exposition et tous les scénarios radiologiques possibles en cas de réutilisation et en cas de recyclage.
- La libération des bâtiments, en revanche, doit tenir compte d'un ensemble beaucoup plus limité de scénarios d'exposition. Les seuils de libération applicables aux bâtiments sont d'ordinaire exprimés sous forme de niveaux d'activité surfacique spécifique (se rapportant à l'activité en surface et en dessous de la surface). Les scénarios radiologiques doivent établir une distinction entre la réutilisation des bâtiments et la démolition sans réutilisation.

Cela signifie que, dans certaines circonstances, les scénarios et les modèles radiologiques relatifs à la libération de bâtiments devraient être notablement plus réalistes, autrement dit, se rapporter à une situation réelle qui peut être envisagée pour la réutilisation du bâtiment après libération. Cela pourrait même justifier d'envisager d'aborder au cas par cas la libération des bâtiments, en particulier dans des conditions où un bâtiment doit être réutilisé dans un but bien précis. Cela permettrait en général de recourir à des prescriptions moins restrictives que celles résultant de démarches exclusivement génériques. La raison en est que l'évaluation radiologique d'une situation spécifique (les scénarios et les voies d'exposition) peut être adaptée spécialement aux conditions réelles, alors que les évaluations génériques doivent prendre en compte une grande variété de situations envisageables.

2.3 Facteurs influant sur la décision en faveur de la libération (techniques, économiques, réglementaires, sociaux)

La libération des matériaux est une décision normalement prise pour des considérations logistiques et/ou économiques.

- Raisons logistiques : dans les cas où aucun stockage n'est disponible, les matériaux issus du déclassement, qu'il faut traiter comme des déchets radioactifs, doivent être séparés des grandes quantités de matériaux qui peuvent être réintroduits dans le cycle normal des matériaux. Dans le cas contraire, il serait nécessaire de construire d'importantes capacités d'entreposage provisoire non rentables pour accueillir ces grandes quantités de matériaux, rendant moins coûteuse une mise en attente sûre de l'installation nucléaire – au lieu de son démantèlement.
- Considérations économiques : dans les cas où un stockage est disponible, ou envisagé et où il existe des critères d'acceptation (préliminaire ou définitive) dans le dépôt, la libération constitue dans la plupart des cas l'option la moins coûteuse. Les coûts de conditionnement, d'emballage dans des conteneurs de déchets et de stockage excèdent généralement les coûts de découpe, de décontamination et de libération.

L'instrumentation requise pour effectuer les mesures en vue de la libération est généralement disponible et s'est avérée efficace. Aujourd'hui, les facteurs influant sur la libération sont principalement :

- les dispositions, à l'intérieur du cadre réglementaire d'un pays particulier, régissant la libération (options en matière de libération, seuils de libération, restrictions visant certains matériaux ou certaines voies d'exposition, etc.) ;

- la disponibilité et le coût de sites pour le stockage définitif des déchets de très faible activité (TFA) ;
- l'attitude de l'opinion publique ainsi que celles du grand public et de certains secteurs industriels (tels que la métallurgie) à l'égard de l'origine de tels matériaux ;
- la quantité totale de matériaux, provenant (aujourd'hui et dans le futur) du secteur nucléaire, en particulier l'existence de grands projets de déclassement s'accompagnant d'un volume élevé de matériaux nécessitant une libération ;
- d'autres facteurs spécifiques à chaque pays.

De tels facteurs sont exposés plus en détail à l'annexe au présent rapport.

3. DETERMINATION DES SEUILS DE LIBERATION

3.1 Options en matière de libération

3.1.1 Aperçu général

La libération des métaux, d'autres matériaux et des bâtiments et la levée des contrôles qui leur sont applicables, sont régis par les mêmes principes fondamentaux, mais il faut manifestement des méthodes et des dispositions détaillées différentes pour les mettre en œuvre. La nature des seuils de libération le démontre déjà : les métaux contaminés en surface nécessitent des seuils de libération surfaciques et massiques spécifiques, les matériaux en vrac tels que des gravats ne requièrent que des seuils de libération massiques spécifiques, et les surfaces de bâtiments (planchers, parois, plafonds) nécessitent des seuils de libération surfaciques spécifiques ou des seuils de libération massiques spécifiques associés à la définition d'une profondeur de pénétration. En outre, d'autres détails seront différents, par exemple les critères pour le calcul de moyennes (pour de petits objets métalliques, de grandes surfaces de bâtiments, de grandes quantités de gravats) les spécifications pour les méthodes de mesure (moniteurs de contamination, spectromètres gamma *in situ*, prélèvement d'échantillons avec mesures en laboratoire, etc.), l'utilisation de mesures statistiques, etc. En outre, différentes démarches peuvent être autorisées selon la destination d'un type spécifique de matériaux, en l'espèce la libération de métaux pour tout usage, uniquement pour la fusion, ou en vue d'un stockage définitif.

Un ensemble de procédures de libération, accompagné de seuils de libération appropriés afférents à un type spécifique de matériaux et à une destination spécifique, est souvent dénommé « option en matière de libération ». La liste suivante d'options en matière de libération prend en compte l'expérience pratique de divers pays membres de l'OCDE. La première partie de cette liste inclut des options visant la libération inconditionnelle, alors que la seconde partie énumère les options relatives à la libération à des fins spécifiques. Dans ce dernier cas, le nombre de scénarios radiologiques possibles (voir section 3.2) est généralement plus limité que pour la libération inconditionnelle, conduisant à des seuils de libération plus élevés pour la finalité particulière. Il convient de noter que, dans chaque pays, toutes les options en matière de libération n'ont pas été mises en œuvre.

1. Libération inconditionnelle¹
 - a) de matériaux solides et de liquides² pour réutilisation, recyclage ou stockage définitif (l'option la plus générale en matière de libération) ;
 - b) de grandes quantités de gravats et de terre (option qu'il convient de traiter séparément de l'option 1a), car la libération de plusieurs dizaines de milliers de tonnes de matériaux de construction fait intervenir des scénarios radiologiques qui n'ont pas lieu d'être pour de petites quantités) ;
 - c) de bâtiments en vue d'une réutilisation ou de la démolition (autrement dit, sans aucune restriction quant au devenir futur du bâtiment).
2. Libération
 - a) de matières solides en vue d'un enfouissement ou d'une élimination par incinération, de même que de liquides¹ pour stockage par incinération ;
 - b) de bâtiments destinés à la démolition (autrement dit, assortie de la restriction que le bâtiment doit être démoli et ne peut être réutilisé comme lieu de travail que par des personnes directement affectées à des travaux sous rayonnements) ;
 - c) de ferraille destinée à la fusion (autrement dit, à être fondue dans toute fonderie classique qui n'a pas besoin de détenir une autorisation nucléaire).

La mesure dans laquelle toutes ces options en matière de libération ou certaines d'entre elles sont mises en œuvre dans un pays particulier évolue en fonction de circonstances variées, telles que la quantité globale de matériaux remplissant les conditions requises pour la libération, la réglementation applicable aux déchets classiques, les décisions politiques, etc. La mise en œuvre effective peut intervenir sur la base d'évaluations propres à chaque pays ou sur la base de recommandations internationales. Les recommandations d'organismes internationaux revêtant de l'importance dans ce contexte sont les suivantes :

- Commission européenne (CE) :
 - Recommandations relatives à la libération de métaux – Radioprotection N°89 [EUR 1998].

-
1. De surcroît, la libération de sites d'installation nucléaires constituerait aussi une option en matière de libération à cet égard. Cet aspect est toutefois traité dans un rapport de synthèse distinct [OCDE, 2006].
 2. Cela ne se rapporte qu'à la libération de liquides, par exemple à l'huile pour turbine destinée à être réutilisée, pas aux rejets autorisés d'eaux usées.

- Recommandations relatives à la libération de bâtiments et de gravats – Radioprotection N°113 [EUR 2000].
- Recommandations relatives à la libération inconditionnelle – Radioprotection N°122 Partie I [EUR 2000b].
- Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) :
 - Application des notions d'exclusion, d'exemption et de libération – Guide de sûreté RS-G-1.7 [AIEA 2004].
 - Documents connexes décrivant la détermination des seuils de libération [AIEA 2005].

De nombreux pays ont fondé une partie au moins de leur réglementation en matière de libération sur ces documents, qui sont donc pris comme référence pour les analyses suivantes.

3.1.2 Options en matière de libération afférentes aux métaux et à d'autres matériaux

On peut distinguer les options suivantes en matière de libération visant les métaux et d'autres matériaux solides :

- la libération inconditionnelle de métaux destinés à une réutilisation directe, au recyclage ou en fin de compte à un stockage définitif ;
- la libération de métaux destinés à la fusion dans une fonderie classique (autrement dit, pas destinés à une réutilisation directe) ;
- la libération inconditionnelle d'autres matériaux (gravats, par exemple) destinés à une réutilisation directe, au recyclage ou au stockage définitif ;
- la libération d'autres matériaux destinés uniquement au stockage définitif (autrement dit, pas destinés au recyclage ou à une réutilisation).

Les options en matière de libération inconditionnelle sont traitées dans la recommandation RP 122, partie I de l'UE et dans le Guide de sûreté RS-G-1.7 de l'AIEA. Les diverses options afférentes au recyclage de métaux sont couvertes par la recommandation RP 89 de l'UE. Le recyclage ou le stockage définitif des gravats sont traités dans la recommandation RP 113 de l'UE.

3.1.3 Options en matière de libération afférentes aux bâtiments

On peut distinguer les options suivantes en matière de libération afférentes aux bâtiments :

- la libération de bâtiments destinés à une réutilisation (ou à la démolition) ;

- la libération de bâtiments uniquement destinés à la démolition.

Ces deux options en matière de libération sont traitées dans la recommandation RP 113 de l'UE.

3.2 Modélisation radiologique

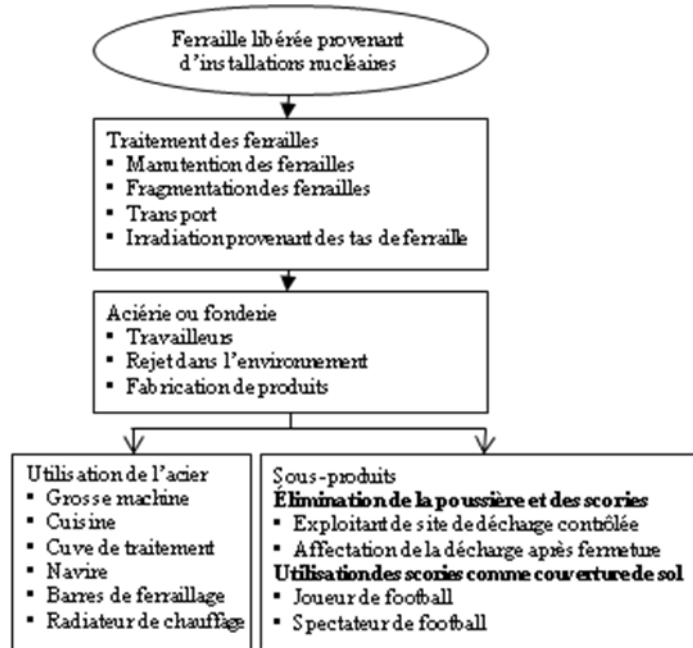
La détermination des seuils de libération se fonde sur des modèles radiologiques, car une mesure directe des doses individuelles résultantes (de l'ordre de 10 $\mu\text{Sv/an}$) est impossible. En conséquence, au cours des dernières décennies, un certain nombre de modèles ont été élaborés et appliqués dans un certain nombre de pays et par des organisations internationales telles que l'AIEA, la CE et l'AEN. Ces modèles établissent un lien entre, d'une part, l'activité massique résiduelle, l'activité surfacique résiduelle ou l'activité totale à la surface ou dans diverses sortes de matériaux ou sur les surfaces des bâtiments et, d'autre part, la dose résultante pour les groupes concernés de personnes exposées (travailleurs et personnes du public).

La présente section donne un bref aperçu des types de modèles qui sont actuellement en usage ou qui ont été utilisés pour obtenir les seuils de libération en vigueur. Il est manifeste que cet aperçu ne peut pas présenter des modèles radiologiques pour tous les pays considérés dans l'annexe. Cependant les modèles utilisés dans les recommandations RP 89, 113 et 122, Partie I sont esquissés dans les sous-sections suivantes.

3.2.1 Modèle radiologique afférent à la libération de métaux

On trouvera à la figure 3.1 une représentation schématique des voies d'exposition et des scénarios considérés dans le modèle radiologique afférent à la libération de métaux, tel qu'il est utilisé dans la recommandation RP 89 de l'UE [Commission européenne, 1998]. Ce modèle couvre toutes les étapes, du traitement des ferrailles libérées, en passant par la fusion, jusqu'à l'utilisation de l'acier et l'utilisation ou le stockage définitif des sous-produits.

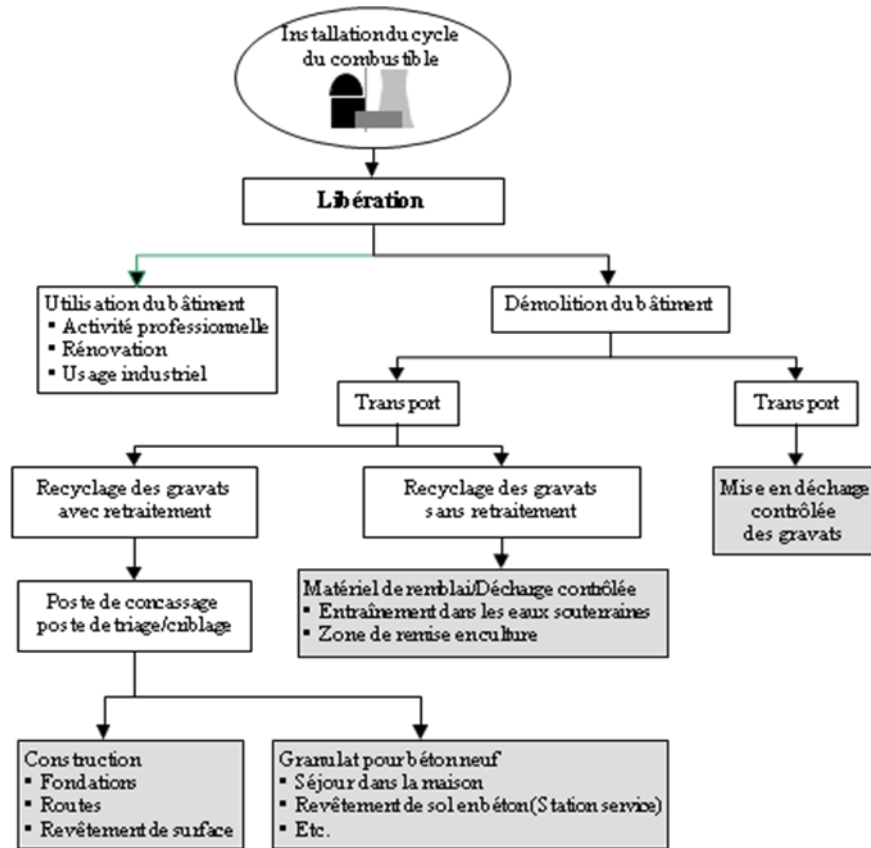
Figure 3.1 Le modèle radiologique afférent à la libération de métaux conformément à la recommandation RP 89 de l'UE [Commission européenne, 1998]



Modèle radiologique afférent à la libération de bâtiments et de gravats

On trouvera à la figure 3.2 une représentation schématique des voies d'exposition et des scénarios considérés dans le modèle radiologique afférent à la libération de bâtiments et de gravats, tel qu'il est utilisé dans la recommandation RP 113 de l'UE [Commission européenne, 2000]. Ce modèle couvre toutes les étapes qui vont de la démolition du bâtiment au recyclage avec ou sans traitement ou au stockage définitif des gravats, couvrant également le transport dans l'intervalle, de même que la réutilisation du bâtiment pour un usage industriel, couvrant aussi la rénovation requise.

Figure 3.2 Le modèle radiologique afférent à la libération de bâtiments et de gravats conformément à la recommandation RP 113 de l'UE [EUR 2000]



Modèle radiologique afférent à la libération inconditionnelle

On trouvera à la figure 3.3 une représentation schématique des voies d'exposition et des scénarios considérés dans le modèle radiologique afférent à la libération inconditionnelle, tel qu'il est utilisé dans la recommandation RP 122, Partie I de l'UE [Commission européenne, 2000b]. Ces scénarios correspondent à des situations enveloppes génériques couvrant toutes les voies d'exposition pertinentes plutôt que des conditions de travail réelles ou des situations réelles d'exposition pour les personnes du public. "Enveloppe" signifie que les valeurs des paramètres dans les divers scénarios ont été choisies de manière à ne pas sous-estimer les doses sur des lieux de travail représentatifs où des travailleurs entreraient en contact étroit avec les matériaux libérés ou dans une situation représentative où des personnes du public pourraient manipuler ou séjourner au voisinage de tels matériaux pendant une durée prolongée. Pour plus de sûreté et

pour tenir compte des résultats des recommandations RP 89 et RP 113, les seuils de libération de la recommandation RP 122 Partie I n'ont pas seulement été fondés sur les scénarios génériques indiqués à la figure 3.3, mais des valeurs tirées des recommandations RP 89 ou RP 113 ont été reprise dans les cas où cette valeur était plus faible (autrement dit plus restrictive) que la valeur calculée à partir des scénarios de la recommandation RP 122 Partie I. Cela garantit que les valeurs de la recommandation RP 122 partie I peuvent bien être utilisées pour tout type de libération inconditionnelle, notamment par exemple, pour de grandes quantités de matériaux de construction ou de ferrailles.

Figure 3.3 Les scénarios afférents à la libération inconditionnelle conformément à la recommandation RP 122 Partie I de l'UE
[Commission européenne, 2000b]

Scenarios d'inhalation. <ul style="list-style-type: none"> • Travailleur. • Personne du public. 	Scenarios d'irradiation externe. <ul style="list-style-type: none"> • Travailleur sur le site de la décharge. • Transport. • Personne du public vivant dans une maison construite à l'aide de gravats recyclés.
Scenarios d'ingestion. <ul style="list-style-type: none"> • Ingestion directe, travailleur. • Ingestion directe, enfant. 	Scenario de contamination à la peau. <ul style="list-style-type: none"> • Travailleur dans un milieu empoussiéré.

Harmonisation internationale

La libération est un acte exécuté par les autorités dans des pays déterminés, mais elle a aussi des répercussions internationales, imputables en particulier à d'éventuels mouvements transfrontières de matériaux et aux échanges internationaux. En d'autres termes, la question de l'harmonisation internationale des seuils de libération, notamment de ceux afférents à la libération inconditionnelle, doit être soulevée. Au cours des dernières années, le problème de l'harmonisation internationale a été débattu, par exemple, lors de conférences élargies, telles que la réunion de travail de l'OCDE/AEN qui s'est tenue à Rome en septembre 2004 [OCDE, 2004].

De nombreux groupes de travail nationaux et internationaux ont procédé à des comparaisons d'ensembles de seuils de libération, par exemple la Commission allemande de radioprotection [*Strahlenschutzkommission – SSK*], dont les résultats ont été publiés en 2005 [SSK, 2005]. La conclusion de ces travaux et d'autres publications est que l'on peut observer une certaine convergence des modèles et des seuils au cours des 5 à 10 dernières années, et qu'il n'est pas essentiel que les seuils de libération soient exactement identiques dans les divers pays. Les valeurs numériques des seuils de libération peuvent

différer du moment que les différences sont acceptables. Un critère à cet égard peut être que les valeurs pour des radionucléides déterminants, comme ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , etc. de différents ensembles de seuils de libération se situent dans le même ordre de grandeur. C'est, par exemple, le cas des seuils de libération allemands afférents à la libération inconditionnelle et de ceux recommandés par l'UE dans RP 122, Partie I [EUR 2000b] et par l'AIEA dans le Guide de sûreté RS-G-1.7 [AIEA 2004]. Les différences relevées dans les ensembles de valeurs des seuils de libération sont souvent imputables à des hypothèses différentes utilisées dans les modèles du fait de conditions nationales ou régionales, comme des particularités du cycle des matériaux, des distances de transport, des prescriptions en matière de sécurité dans l'industrie, etc. Ces facteurs influent sur le choix des scénarios et des paramètres des scénarios dans les scénarios radiologiques et donc sur les seuils de libération calculés. Il ressort des réponses au questionnaire fournies par les pays membres de l'OCDE, que l'on n'a pas pu observer des différences notables dans le choix du critère de dose (dose individuelle de 10 $\mu\text{Sv/an}$) constituant la base des calculs.

3.3 Seuils de libération

Les seuils de libération, qui ont été calculés à l'aide des modèles radiologiques présentés dans la section 3.2 sont récapitulés dans le tableau 3.1 pour un ensemble de radionucléides. Ces radionucléides sont en cause dans les installations de réacteurs et les installations liées au cycle du combustible et représentent divers groupes de nucléides, par exemple des émetteurs bêta de faible intensité (^3H , ^{14}C , ^{63}Ni), des émetteurs bêta/gamma de forte intensité tels que des produits d'activation et de fission (^{60}Co , ^{137}Cs), des émetteurs bêta de forte intensité (^{90}Sr), des émetteurs alpha d'origine variée (^{235}U , ^{241}Am , ^{239}Pu).

Tableau 3.1 Aperçu général des seuils de libération calculés à l'aide des modèles radiologiques présentés dans la section 3.2 pour certains radionucléides

Finalité	^3H	^{14}C	^{63}Ni	^{60}Co	^{137}Cs	^{90}Sr	^{235}U	^{241}Am	^{239}Pu	Unité
Libération inconditionnelle, RP 122/I	100	10	100	0.1	1	1	1	0.1	0.1	Bq/g
Libération inconditionnelle, RS-G-1.7	100	1	100	0.1	0.1	1	-	0.1	0.1	Bq/g
Ferraille destinée au recyclage ou à la réutilisation, RP 89	1,000	100	10,000	1	1	10	1	1	1	Bq/g
Gravats, RP 113	100	10	1,000	0.1	1	1	1	0.1	0.1	Bq/g
Bâtiments destinés à être réutilisés, RP 113	10,000	1,000	10,000	1	1	100	1	1	0.1	Bq/cm ²
Bâtiments exclusivement destinés à la démolition, RP 113	10,000	10,000	100,000	1	10	100	10	1	1	Bq/cm ²

Les deux premières rangées du tableau 3.1 se rapportent à la libération inconditionnelle d'après les deux recommandations RP 122 Partie I de la Commission européenne [EUR 2000b] et RS-G-1.7 de l'AIEA [AIEA, 2004]. Ces deux documents contiennent un ensemble de valeurs arrondies des seuils de libérations qui se fondent sur différents scénarios et hypothèses, mais qui aboutissent à des valeurs fort similaires. Le guide de sûreté RS-G-1.7 accuse une tendance légèrement plus empreinte de conservatisme, car ces valeurs ne sont pas simplement censées être des seuils de libération inconditionnelle, comme cela est indiqué dans ce qui suit :

« Le Guide de sûreté comporte des valeurs spécifiques de concentration d'activité pour les radionucléides tant d'origine naturelle que d'origine artificielle qui peuvent être utilisés pour de grandes quantités de matériaux en vue d'appliquer une exclusion ou une exemption. Il entre aussi dans les détails de l'application éventuelle de ces valeurs à la libération. »

La troisième rangée du tableau 3.1 présente les seuils de libération tirés de la recommandation RP 89 [EUR 1998] qui s'appliquent aux ferrailles destinées à la fusion. Par rapport aux valeurs tirées de RP 122/I, ils sont en général égaux ou plus élevés, laissant supposer qu'un ensemble de scénarios plus réduit et donc moins restrictif a été utilisé. Des observations analogues s'appliquent aux seuils de libération relatifs aux gravats, présentés dans la quatrième rangée du tableau 3.1. Ces valeurs sont plus proches de celles de la libération inconditionnelle, car elles s'appliquent aussi à de grandes quantités et doivent en conséquence être de nature plus empreinte de conservatisme.

Les deux dernières rangées du tableau 3.1 présentent les seuils de libération afférents aux bâtiments tirés de la recommandation RP 113 [Commission européenne, 2000]. Comme ils sont exprimés en Bq/cm², aucune comparaison directe avec les autres ensembles de valeurs n'est possible ni significative. On peut toutefois observer que les valeurs relatives à la libération des bâtiments destinés à la démolition (autrement dit, lorsque aucune réutilisation ne serait permise) sont généralement supérieurs ou égaux à ceux afférent à la libération sans restrictions, autrement dit en vue d'une réutilisation ou de la démolition.

3.4 Le cas des radionucléides naturels présents dans les bâtiments et les gravats

Comme la libération ne se réfère qu'à l'activité provenant de pratiques autorisées, les radionucléides d'origine naturelle dans les matériaux de construction, tels que ceux faisant partie des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium et ⁴⁰K, ne doivent pas être pris en compte lors de l'exécution des mesures en vue de la libération. Cette question présente un intérêt

particulier dans les cas où la pratique autorisée impliquait des radionucléides qui sont également présents dans des matériaux de construction, comme dans des installations de conversion ou d'enrichissement de l'uranium ou dans des installations de fabrication de combustible. Les seuils de libération afférents à ces matières ont été conçus pour s'appliquer exclusivement aux radionucléides issus de la pratique. Cela revient à dire que le fait de les appliquer à la somme de la fraction provenant de la pratique et de la fraction présente dans les matériaux de construction serait faire preuve d'un extrême conservatisme, rendant les mesures en vue de la libération inapplicables dans la plupart des cas. Il s'agit d'une question qui est fort semblable à celle de la libération des sites sur lesquels, par exemple, le ^{137}Cs présent peut provenir de la pratique autorisée aussi bien que des retombées de Tchernobyl.

Cependant, il est souvent difficile d'établir dans la pratique une distinction entre les origines de tels nucléides. Comme la réglementation en matière de libération ne se rapporte qu'à la radioactivité provenant de la pratique autorisée, soit la radioactivité naturelle doit être retranchée en utilisant les résultats de mesures spectrométriques, soit le taux de comptage des moniteurs de contamination ou des moniteurs d'activité moyenne doit être convenablement réduit.

L'expérience a montré que les teneurs réelles en radionucléides naturels peuvent varier considérablement même à l'intérieur d'un seul lot de béton, autrement dit, à l'intérieur d'une quantité de matériau dans laquelle on aurait pu s'attendre à trouver un contenu plus ou moins homogène. Il est de ce fait difficile de déterminer un taux de comptage approprié du bruit de fond naturel de rayonnement qu'il y a lieu de déduire lorsqu'on procède à des mesures à l'aide de moniteurs de contamination sur les surfaces de bâtiments ou à l'aide de moniteurs d'activité moyenne sur des gravats. C'est la raison pour laquelle la valeur numérique relative à un tel taux de comptage pour la déduction du bruit de fond naturel de rayonnement devra d'ordinaire être fixée avec prudence à une valeur relativement basse pour les mesures exécutées à l'aide de moniteurs de contamination portatifs, afin de ne pas sous-estimer la partie subsistante de la contamination artificielle, qui doit être prise en compte dans la procédure de libération. Manifestement, cette façon de procéder peut introduire une dose notable de conservatisme dans la procédure de libération.

Cet inconvénient peut être évité par une stratégie s'appuyant sur des mesures des surfaces des bâtiments exécutées à l'aide d'une spectrométrie gamma *in situ* (collimatée). Dans ce cas, la soustraction du bruit de fond naturel de rayonnement peut être effectuée directement dans le spectre gamma. Cette méthode peut aussi être utilisée pour les gravats dans des conteneurs appropriés, par exemple des fûts ou des caisses de déchets que l'on fait tourner pendant les mesures.

Une complication supplémentaire se présente lorsque des radionucléides présents dans la nature et des radionucléides utilisés dans la pratique autorisée sont les mêmes, comme par exemple dans les installations de production de combustible. Dans de pareils cas, il peut devenir nécessaire d'exécuter une recherche appropriée sur la composition du béton et des briques ayant servi à construire le bâtiment, notamment sur des échantillons prélevés dans les carrières dont proviennent les éléments constitutifs du béton. Dans le cas d'une installation nucléaire dans laquelle la contamination est presque entièrement constituée par de l'uranium et/ou du thorium, la procédure de libération doit s'appuyer sur un prélèvement d'échantillons et des analyses en laboratoire plutôt que sur des mesures de contamination en surface, car la contribution de la contamination « artificielle », autrement dit celle provenant de la pratique, par rapport à l'activité « naturelle » déjà présente dans le matériau de construction est si faible qu'elle ne peut d'ordinaire être distinguée par mesure directe.

3.5 Interdépendance entre les seuils de libération et la quantité de matériaux à libérer

Un pays qui introduit de nouveaux seuils de libération ou révisé ceux en vigueur peut prendre les ensembles de seuils de libération recommandés par des organismes internationaux, tels qu'ils sont présentés dans les sections 3.2 et 3.3, ou peut élaborer ses propres ensembles de seuils de libération. En tout état de cause, se posera la question du degré de conservatisme qui est introduit dans les modèles et des quantités de matériaux qui rempliront les conditions nécessaires pour être admis au bénéfice de la libération. Le choix des seuils de libération peut avoir des effets très importants sur les coûts de la gestion des matériaux, lesquels constituent eux-mêmes l'un des éléments de coût les plus élevés dans tout projet de déclassement.

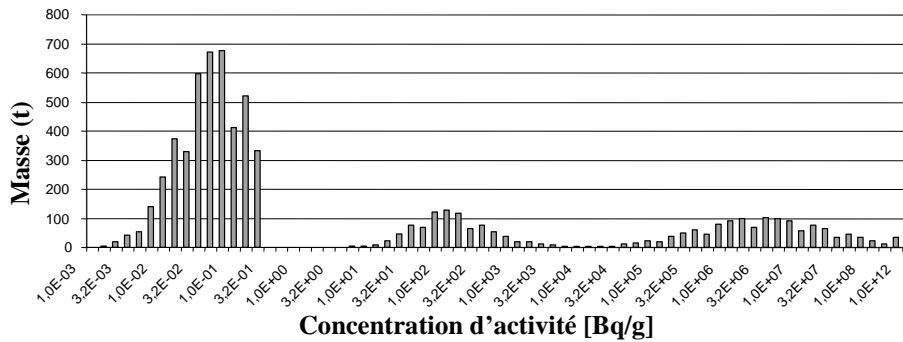
Dans ce contexte, il est banal d'observer que la quantité de matériaux, qui peut être libérée, augmentera lorsque les seuils de libération sont relevés. Cependant, il n'existe pas de dépendance linéaire pour les métaux, les gravats ou les bâtiments, pour les raisons suivantes :

- Le point de départ dans ces considérations est la distribution globale de l'activité sur les matériaux ou dans le bâtiment avant toute décontamination. Une distribution log-normale ou une superposition de deux ou trois distributions log-normales peut généralement se rapprocher de cette distribution. Les valeurs inférieures proviennent généralement de la contamination atmosphérique (bruit de fond de rayonnement) qui est présente presque partout dans la zone contrôlée d'une installation, les valeurs supérieures peuvent être imputées à la contamination des milieux, par exemples les déversements, les fuites,

l'aspersion, etc. et, dans le cas des matériaux métalliques provenant des réacteurs, à l'activation. Un exemple en est présenté à la figure 3.4.

- En raison de la forme des distributions log-normales, il est manifeste qu'il existe un éventail de valeurs de l'activité massique dans lequel des modifications des seuils de libération influenceront sur de grandes quantités de matériaux (autour du maximum de la distribution) alors que dans la queue de la distribution, seules de petites quantités de matériaux seront concernées. En d'autres termes, le fait de relever les seuils de libération applicables à des nucléides essentiels de 0,5 Bq/g à 1,0 Bq/g a un effet beaucoup plus important que de les porter (d'une valeur déjà élevée) de 5 Bq/g à 10 Bq/g.
- Le nombre d'étapes de décontamination pour atteindre les seuils de libération est aussi un paramètre pertinent. Généralement, il ne sera pas possible de décontaminer en une seule étape des matériaux (métalliques) à partir de tout niveau initial de contamination pour retomber aux seuils de libération sans restriction. Il est plus approprié de recourir à au moins deux étapes, une pour la fraction hautement contaminée, qui permettra de ramener les matériaux à des valeurs intermédiaires ou basses, et une seconde pour la décontamination jusqu'aux seuils de libération. Il est toutefois très important d'un point de vue économique global, si une troisième étape de décontamination devient nécessaire (si les seuils de libération sont abaissés) ou si la dernière étape de décontamination doit durer plus longtemps afin de respecter des seuils de libération plus bas.
- Des considérations analogues s'appliquent aux méthodes de mesure, qui requièrent des efforts de plus en plus importants lorsque les seuils de libération sont abaissés en dessous d'un certain niveau.
- Les considérations de coûts visant la libération doivent toujours être envisagées dans le contexte des coûts du stockage définitif dans un dépôt. Le fait d'abaisser les seuils de libération en dessous d'un certain niveau et ainsi d'accroître les efforts requis pour atteindre ces valeurs et apporter la preuve qu'elles sont respectées aboutirait en fin de compte à rendre la libération plus coûteuse que le stockage définitif.
- Le fait de relever des seuils de libération au-dessus d'un certain niveau n'aurait guère voire pas d'effet sur les coûts globaux de gestion des matériaux, car il existe un niveau d'activité pour lequel la quantité de matériaux entrant dans cette fourchette est relativement faible et exigerait dans tous les cas une forme ou une autre de traitement, par exemple à cause d'une contamination très hétérogène ou même de la présence de points chauds.

Figure 3.4 Distribution théorique des quantités de matériaux métalliques provenant d'une centrale nucléaire de puissance en cours de déclassement en fonction de la concentration de radioactivité – superposition de trois distributions log-normales, avant décontamination [NÜS 2001]



Il s'avère que les valeurs actuelles des seuils de libération inconditionnelle pour la plupart des radionucléides pertinents (^{60}Co , ^{137}Cs) se situent dans la fourchette (0,1 ... 1 Bq/g) dans laquelle se trouvent aussi les activités de grandes quantités de matériaux métalliques (et autres) avant décontamination. En d'autres termes, cela vaut la peine, d'un point de vue économique, de définir d'autres options en matière de libération à des fins spécifiques (libération de métaux destinés à la fusion, de matériaux de tout type destinés au stockage définitif ou à l'incinération, etc. – voir section 3.1) ce qui permettrait d'utiliser des seuils de libération spécialisés et donc plus élevés, et ainsi de réduire notablement les efforts nécessaires pour rendre ces matériaux propres à être libérés.

4. MISE EN ŒUVRE DU PROCESSUS DE LIBÉRATION

4.1 Caractérisation initiale

La caractérisation initiale d'une installation en vue de la libération revêt une grande importance pour le déroulement par la suite d'un processus ordonné et efficace de libération. Selon le type d'installation, différentes stratégies de caractérisation sont mises en œuvre et différentes méthodes sont appliquées. La caractérisation initiale constitue aussi la base permettant de planifier l'étendue de la décontamination, les stratégies visant les mesures en vue de la libération et d'autres aspects importants de l'ensemble du processus de libération.

La caractérisation initiale vise généralement à atteindre les objectifs suivants :

- cerner les secteurs où des mesures de protection sont requises, à savoir une protection respiratoire en raison de la présence de radionucléides ayant des coefficients élevés de dose par inhalation, un écran en raison de débits de dose élevés ;
- obtenir un aperçu général de la distribution spatiale de la contamination et de ses valeurs ;
- déterminer quels sont les radionucléides présents dans la contamination et dans quelles proportions.

Les méthodes de mesure à appliquer pour ces analyses sont généralement les suivantes :

- Débitmètre de dose : la distribution du débit de dose est généralement déterminée d'abord pour obtenir les informations requises pour des considérations de radioprotection. Les mesures de débits de dose peuvent également servir à déterminer les « points chauds » (zones de contamination élevée).
- Échantillons de matériaux avec analyse en laboratoire : les échantillons de matériaux, qui sont ultérieurement évalués par spectrométrie gamma en laboratoire ou – s'il y a lieu – qui sont analysés afin de déceler des

nucléides difficiles à mesurer après séparation radiochimique, fournissent les informations les plus précises, mais ces informations se limitent à une zone restreinte. L'analyse des échantillons de matériaux est cependant nécessaire pour mettre au point des spectres types (section 4.2).

- Moniteurs de contamination de surface : les moniteurs de contamination de surface permettent de déterminer l'activité surfacique pure s'accompagnant d'une émission bêta suffisamment élevée. De tels instruments permettent une exploration rapide de zones à des fins de dépistage, mais ne fournissent aucune information sur les différents nucléides responsables de l'activité.
- Spectrométrie gamma *in situ* : la spectrométrie gamma *in situ* est une méthode qui prend rapidement de l'importance tant dans les mesures au cours de la caractérisation initiale que dans les mesures en vue de la libération. Cette méthode permet d'obtenir un spectre gamma à partir d'une pièce entière (si elle est appliquée sans collimation) ou à partir d'une zone limitée sur une surface de bâtiment ou un composant (si elle est appliquée avec un collimateur) en un temps de mesure bref à moyen.
- Épreuves de contamination par frottis : étant donné que les épreuves de contamination par frottis permettent seulement de détecter la fraction détachable de la contamination et comme elles ne peuvent être appliquées que sur un éventail limité de surfaces (par exemple, pas sur les surfaces de bâtiments sans enlèvement préalable du revêtement de couverture), le recours à des épreuves de contamination par frottis se limite généralement aux mesures à des fins de radioprotection, où elles peuvent servir de méthode sensible permettant de détecter la présence de nucléides émetteurs alpha, par exemple. Elles peuvent fournir des informations sur la distribution des nucléides mais doivent être complétées par le prélèvement d'échantillons en vue de la détermination des facteurs de corrélation (voir ci-après) ou des spectres types (section 4.2), car le facteur de transfert varie pour les différents éléments chimiques.

À l'aide des résultats de ces mesures et de ces méthodes de prélèvement d'échantillons, un important aspect de la phase de caractérisation consiste à établir les facteurs de corrélation entre les nucléides faciles à mesurer (émetteurs gamma) et les nucléides difficiles à mesurer tels que les émetteurs alpha ou les émetteurs bêta de faible intensité, à partir de l'analyse intégrale d'échantillons à l'aide de méthodes radiochimiques. Dans les installations, dans lesquelles se trouvent, mais seulement dans une mesure limitée, des nucléides difficiles à mesurer qui revêtent de l'importance du point de vue radiologique, par exemple,

des centrales nucléaires présentant une contamination alpha provenant de défaillance du combustible pendant la période d'exploitation, il importe de déterminer leur étendue rapidement à partir de mesures de nucléides majeurs tels que ^{60}Co et ^{137}Cs . Des facteurs de corrélation sont donc tirés d'évaluations statistiques d'un nombre moyen à important d'échantillons dans lesquels on a recherché par analyse les nucléides difficiles à mesurer qui sont en cause.

Un autre aspect, qu'il faut traiter pendant la phase de caractérisation, est la détermination de la profondeur de pénétration de la contamination dans les surfaces des bâtiments. La caractérisation initiale des bâtiments exige de déterminer la profondeur de pénétration de la contamination dans les surfaces des bâtiments. Une pénétration plus profonde est généralement analysée en prélevant des carottes qui sont fractionnées en tranches d'épaisseurs appropriées, qui peuvent être analysées par spectrométrie gamma et/ou pour déceler d'autres nucléides après séparation radiochimique. Une pénétration plus superficielle peut être déterminée beaucoup plus aisément en prélevant des échantillons de matériaux par bouchardage et en recueillant la poussière d'une couche dans un conteneur approprié, par exemple dans un sac. Un personnel qualifié peut retirer des couches d'une surface prédéfinie d'environ 1 mm d'épaisseur. Cette procédure peut être répétée un certain nombre de fois afin d'obtenir un profil en profondeur sur les quelques premiers millimètres d'une surface de béton.

Lorsque l'on associe les méthodes décrites plus haut dans une stratégie en vue de la caractérisation initiale et lorsqu'on détermine combien d'échantillons et de mesures il convient d'exécuter, il faut prendre en compte les aspects suivants :

- La situation de contamination attendue : la situation de contamination à laquelle il faut s'attendre dépend du type d'installation et de l'historique de son exploitation. Les nucléides prépondérants dans la contamination dans les installations de réacteurs à eau ordinaire sont généralement le ^{60}Co et le ^{137}Cs , avec des quantités minimales de produits de fission tels que le ^{90}Sr et, à terme, de nucléides émetteurs alpha provenant de défauts du combustible. Les nucléides présents dans les usines de retraitement peuvent varier considérablement, le ^{137}Cs et le ^{241}Am étant parmi les nucléides les plus importants. Les installations de production d'éléments combustibles présenteront fondamentalement la même composition en nucléides que le combustible, avec la présence d'un certain nombre d'éléments à l'état de traces, si de l'uranium issu du retraitement ou du combustible MOX ont été produits.
- Les considérations économiques : Les efforts consacrés à l'exécution d'une caractérisation initiale complète et de qualité doivent être

considérés en regard des économies afférentes à une procédure ordonnée de libération menée par la suite. L'expérience montre que l'on ne connaîtra jamais trop bien la situation radiologique à l'intérieur d'une installation. Une base de données solide et exhaustive facilitera grandement le choix de la stratégie pour les mesures en vue de la libération, et d'autres décisions à prendre au cours de la procédure de libération.

- Les considérations de sûreté : L'éventualité de la présence d'émetteurs alpha dans la contamination, en particulier dans des installations de réacteurs, est souvent fortement sous-estimée au cours de la planification du déclassé et pendant les premiers stades de la caractérisation radiologique. Comme le prix d'une analyse complète des échantillons de matériaux afin de rechercher des nucléides émetteurs alpha est sensiblement plus élevé que pour les mesures de l'activité gamma, il est tentant de déduire l'absence de nucléides émetteurs alpha simplement de l'absence de pics correspondant à ^{241}Am dans le spectre gamma. Cependant, une analyse digne de ce nom n'est possible que grâce à des mesures effectuées après séparation radiochimique. De telles mesures sont inévitables du point de vue de la radioprotection.

Les nombreuses installations nucléaires en cours de déclassé offrent des exemples de procédure approfondie de caractérisation initiale. Parmi les réponses apportées au questionnaire, on a présenté un cas exemplaire visant notamment l'usine de retraitement d'Eurochemie en Belgique, pour laquelle on a décrit l'exécution d'un projet pilote en vue de tester les hypothèses pertinentes en matière de libération. Au cours de cette phase pilote, deux petits bâtiments d'entreposage destinés aux produits finaux issus du retraitement ont été démantelés afin de vérifier les hypothèses formulées dans une précédente étude sur dossier relative au déclassé, afin de démontrer et de mettre au point des techniques de démantèlement et de former le personnel. Les deux bâtiments ont été vidés et décontaminés afin de les ramener aux niveaux du bruit de fond de rayonnement. Ils ont été démolis, les débris de béton restants ont été évacués en tant que déchets industriels et l'on a rétabli l'état d'origine. Les principales conclusions de ce projet pilote de déclassé ont indiqué qu'à l'avenir, il convenait de privilégier l'automatisation de la décontamination du béton, et la décontamination des composants métalliques. Pour d'autres installations nucléaires, on a eu recours – dans certain cas à grande échelle – à des dispositifs de caractérisation en vue d'établir la quantité d'activité résultant de nucléides difficiles à mesurer, les facteurs de corrélation avec des nucléides primordiaux et des estimations réalistes de la profondeur de pénétration dans les surfaces des bâtiments.

L'utilisation des techniques de mesure évoquées ci-dessus est également décrite plus en détail dans la section 4.7 de l'annexe.

4.2 Détermination des spectres types

Un spectre type (souvent dénommé « empreinte radiologique ») est représenté par la liste des radionucléides qui sont présents dans la contamination, associée aux pourcentages d'activité. Un exemple de spectre type caractéristique de la contamination des parties métalliques dans une centrale nucléaire à eau ordinaire présentant une légère contamination alpha, pourrait être le suivant :

$$({}^{60}\text{Co}, {}^{137}\text{Cs}, {}^{90}\text{Sr}, {}^{241}\text{Am}, \alpha_{\text{rest}}) = (52 \%, 39 \%, 5 \%, 1 \%, 3 \%)$$

Généralement, les nucléides présents dans la contamination, dont l'importance du point de vue radiologique est négligeable, ne sont pas inclus dans le spectre type. Dans l'exemple ci-dessus, le ${}^{63}\text{Ni}$ ou le ${}^{55}\text{Fe}$, bien qu'ils présentent une bonne corrélation avec le ${}^{60}\text{Co}$, seraient généralement omis de la liste, car leur importance du point de vue radiologique est négligeable, autrement dit, ils ont des seuils de libération très élevés (section 3.3) par rapport aux nucléides de premier plan que sont le ${}^{60}\text{Co}$ ou le ${}^{137}\text{Cs}$.

Un spectre type renferme implicitement la notion de facteurs de corrélation. Dans l'exemple ci-dessus, le facteur de corrélation caractéristique entre les nucléides difficiles à mesurer que sont le ${}^{90}\text{Sr}$ et le ${}^{137}\text{Cs}$ serait de 0,13, s'agissant du ratio entre 5 % et 39 %.

La condition préalable pour établir des spectres types est un ensemble suffisamment important d'échantillons qui ont fait l'objet d'analyses visant les radionucléides pertinents, autrement dit tous ceux qui peuvent être mesurés par spectrométrie gamma, plus ceux pour lesquels une séparation radiochimique est nécessaire. L'expérience montre qu'un ensemble de données permettant de calculer un spectre type devrait couvrir au moins une dizaine d'échantillons, si possible une vingtaine, voire davantage. Il existe diverses méthodes variées permettant de calculer les pourcentages afférents aux radionucléides dans le spectre type :

- Les pourcentages d'activité pour les nucléides à faire figurer dans le spectre type sont calculés à partir des moyennes des pourcentages des échantillons.
- Les pourcentages d'activité pour les nucléides à faire figurer dans le spectre type sont calculés à partir d'une procédure tenant compte de l'importance du point de vue radiologique des radionucléides en question, en affectant un coefficient de pondération supérieur à ceux

dont l'impact radiologique est élevé (autrement dit ceux dont le seuil de libération est bas). Cela aboutit à un spectre type empreint de conservatisme, autrement dit un spectre type enveloppe.

- Les pourcentages d'activité pour les nucléides à faire figurer dans le spectre type sont calculés à partir des distributions des pourcentages mesurés pour les échantillons en prenant, par exemple, les valeurs correspondant au centile 95 % et en re-normalisant le spectre résultant à 100 % de la radioactivité totale contenue. Une telle méthode accorde plus d'importance au fait qu'il existe des variations – très importantes dans certains cas – des pourcentages d'activité de l'ensemble des échantillons à partir duquel est obtenu le spectre type.

Pour obtenir les spectres types, on a eu recours à un certain nombre de méthodes statistiques raffinées, par exemple à des méthodes permettant déterminer si un ensemble d'échantillons constitue une entité statistique à partir de laquelle un spectre type significatif peut être obtenu.

Dans la procédure de libération, un spectre type est utilisé pour calculer les pourcentages des nucléides pertinents à partir des résultats de mesures ne donnant que l'activité totale (alpha, bêta ou gamma), comme dans les mesures à l'aide de moniteurs de contamination n'indiquant que des activité bêta totales. Un tel résultat peut alors être utilisé pour vérifier si une mesure effective respecte les seuils de libération en introduisant les pourcentages d'activité calculés dans la formule suivante :

$$\sum_{i=1}^n \frac{a_i}{C_i} \leq 1$$

où

n : nombre de radionucléides présents dans le spectre type

a_i : l'activité massique ou surfacique du radionucléide i (en Bq/g ou Bq/cm²)

C_i : le seuil de libération du radionucléide i (en Bq/g ou Bq/cm²)

Une somme inférieure ou égale à 1 indique que les seuils de libération sont respectés.

Des exemples de procédures permettant d'obtenir les spectres types ont été fournis par plusieurs pays dans leurs réponses au questionnaire. Le Royaume-Uni a fait état d'une démarche très complète. L'Énergie atomique du Royaume-Uni (*United Kingdom Atomic Energy Authority – UKAEA*) obtient une empreinte radiologique unique (spectre type) pour chaque situation dans laquelle une variation de la composition isotopique est possible. Le résultat en est souvent

qu'une installation unique a de nombreuses empreintes. La méthodologie appliquée pour obtenir les empreintes est définie au cas par cas en s'appuyant sur les directives élaborées pour l'industrie nucléaire au Royaume-Uni. Dans la pratique, cet objectif est atteint par le prélèvement d'échantillons matériels, avec analyse ultérieure en laboratoire et établissement de rapports. En règle générale, à Harwell/Winfrith, les radionucléides rencontrés au cours du déclasséement pourraient inclure, dans des proportions variables, les isotopes suivants : ^{241}Am , ^{14}C , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{55}Fe , ^{63}Ni , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{90}Sr , ^3H et ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U .

L'Allemagne a décrit une méthode supplémentaire dans laquelle il est largement fait appel à la notion de spectres types. La détermination effective du spectre type est un processus appliqué sur une base propre au site considéré. De cette manière, il est mieux tenu compte de l'historique de l'exploitation et des caractéristiques spécifiques de l'installation. Généralement, le spectre type n'est pas simplement considéré comme étant la moyenne arithmétique des pourcentages de nucléides relevés lors de la caractérisation radiologique, mais est majoré dans un sens empreint de conservatisme de manière à tenir compte des variations des pourcentages relevées dans les mesures effectives. Le spectre type sert de base à toutes les mesures ultérieures au cours de la procédure de libération.

On trouvera dans la section 4.5 de l'annexe une présentation synoptique de l'utilisation des spectres types ou des empreintes radiologiques.

4.3 Mesures en vue de la libération

Il existe un certain nombre de techniques éprouvées et bien appliquées pour toutes sortes de mesures en vue de la libération. La présente section en donne un bref aperçu général ; on trouvera davantage d'informations, par exemple dans le rapport du Comité de la gestion des déchets radioactifs (RWMC) de l'OCDE/AEN (OCDE, 2006b). Une vue d'ensemble des méthodes utilisées pour les mesures en vue de la libération est présentée dans la section 4.7 de l'annexe et les techniques de mesure sont en outre abordées dans la section 5.4 de l'annexe. Presque toutes les réponses au questionnaire ont abordé l'utilisation des techniques de mesure et ont décrit leur application à des fins spécifiques, par exemple pour des mesures des parties métalliques, des gravats ou des surfaces de bâtiments.

Épreuves de contamination par frottis

Étant donné que les épreuves de contamination par frottis ne fournissent des informations que sur la contamination non fixée, elles ne peuvent être utilisées qu'en tant qu'outil auxiliaire dans les premiers stades de la

caractérisation du matériau ou des surfaces (enduites) des bâtiments. Les résultats des épreuves par frottis sont en général principalement destinés à servir à des fins de radioprotection, autrement dit afin de déterminer la quantité et la composition de la contamination qui pourrait être remise en suspension au cours des travaux de démantèlement et de décontamination, et la nécessité de porter un équipement de protection respiratoire. Les épreuves par frottis cependant ne peuvent pas servir à déterminer les radionucléides constituant la contamination présente sur des surfaces. Dans des cas exceptionnels, on peut y recourir à des fins de dépistage, par exemple pour vérifier la présence de nucléides émetteurs alpha.

Prélèvement d'échantillons

Le prélèvement d'échantillons et l'analyse ultérieure dans un spectromètre gamma de même que l'analyse des nucléides difficiles à mesurer, sont couramment utilisés au cours de la caractérisation radiologique des matériaux et des bâtiments. Les échantillons prélevés sur les articles métalliques de même que sur les murs et les planchers servent à déterminer les radionucléides responsables de la contamination en vue d'établir les spectres types (voir section 4.) ainsi que de déterminer la distribution spatiale des niveaux d'activité.

Il existe de nombreuses techniques de prélèvement d'échantillons, comme le prélèvement d'échantillons en surface, d'échantillons de matériaux tant dans le cas des métaux que des surfaces des bâtiments, le carottage ou le prélèvement d'échantillons volumétriques principalement pour les surfaces de bâtiments. Une autre technique, qui peut être utilisée au niveau des plafonds ou des parois des bâtiments, est présentée à la figure 4.1. Une tête de fraisage enlève en grattant la couche superficielle, et le matériau est recueilli dans un béccher à partir duquel il peut être transféré dans un conteneur d'échantillon approprié pour faire l'objet de mesure.

Le prélèvement d'échantillons sur les surfaces de bâtiments, pas seulement à une profondeur unique mais aussi à partir de couches successives, ou la segmentation des carottes en tranches permet d'exécuter des mesures à diverses profondeurs, rendant ainsi possible d'établir la pénétration de l'activité dans le matériau du bâtiment.

Figure 4.1 **Prélèvement d'échantillons sur des surfaces de béton à l'aide d'une perceuse mécanique banale équipée d'une tête de fraisage, et à l'aide d'un bécher pour recueillir la poudre (haut) ; transfert de la poudre dans un conteneur de mesure (bas) (photos tirées de [KWW, 2004])**

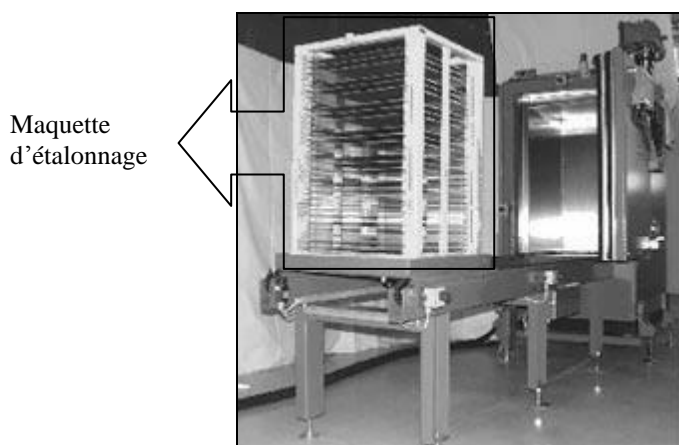


Moniteurs d'activité moyenne pour ferraille, gravats et autres matériaux en vrac

Les moniteurs d'activité moyenne (ou installations de mesure en vue de la libération) du type présenté à la figure 4.2, sont largement utilisés pour les mesures relatives à la ferraille, aux gravats et à diverses autres sortes de matériaux. Leur grande capacité les rend parfaitement adaptés à la libération de grandes quantités de ferraille, de gravats et d'autres matériaux en vrac produites au cours de la phase du déclasserment. Les conteneurs (généralement des caisses d'un volume de 0,5 m³ ou davantage) sont remplis de plusieurs centaines de kg (jusqu'à environ une tonne) de matériau et sont mesurés en général en moins d'une minute dans la chambre de mesure où le flux gamma intégral est détecté par exemple par 24 détecteurs dans une géométrie 4 π . La capacité de ces dispositifs peut atteindre plusieurs dizaines de tonnes par poste.

Étant donné qu'un moniteur d'activité moyenne, comme celui qui est présenté ici dans sa forme la plus largement utilisée, n'est capable de mesurer que la composante gamma totale, il est capital de connaître le spectre type approprié grâce auquel les comptages fournis par les instruments peuvent être rapprochés des valeurs de l'activité volumique ou massique des radionucléides présents (cf. section 4.2).

Figure 4.2 **Moniteur d'activité moyenne de RADOS³, présenté avec une maquette d'étalonnage et la chambre de mesure ouverte**



Moniteurs de contamination de surface

Les moniteurs de contamination de surface, principalement les compteurs proportionnels à grande surface ou des scintillateurs plastiques comme celui qui est présenté à la figure 4.3, sont largement utilisés dans les mesures relatives aux surfaces métalliques ou aux surfaces de bâtiments au cours des mesures préliminaires (autrement dit de la caractérisation radiologique) de même qu'au cours des mesures en vue de la libération.

Les compteurs proportionnels peuvent être particulièrement utiles pour de nombreuses applications en matière de libération. Ils existent sous deux formes principales : (i) sous forme de détecteur de courant gazeux à paroi mince ou rechargeable, utilisé pour la surveillance des rayonnements alpha et bêta, et (ii) sous forme de compteur scellé rempli de xénon, qui a une paroi plus épaisse (et donc est insensible au rayonnement alpha) mais qui a une réponse utile aux rayons X à basse énergie. En outre, ils ne sont pas sensibles aux champs magnétiques et décèleront la présence de champs bêta ou gamma intenses en indiquant un taux de comptage élevé dans la voie de mesure du rayonnement bêta.

Pour la surveillance de la contamination en surface, des détecteurs à scintillation sont utilisés pour les rayonnements alpha, bêta, gamma à faible énergie et les rayons X et, à cet effet, on utilise des couches minces de matériau scintillant. Des détecteurs à scintillation sont aussi souvent utilisés dans des

3. RADOS Technology GmbH, Hambourg – société faisant partie du groupe Synodys. <http://synodys.com/portal/>

mesures de la contamination gamma moyenne. Pour cette application, on a recours à des scintillateurs plus épais de grand volume. Cependant, les détecteurs à scintillation sont sensibles aux champs magnétiques et peuvent manquer de fiabilité dans les champs de rayonnement intenses.

Figure 4.3 **Le moniteur de contamination CoMo 170 de S.E.A.⁴ avec scintillateur plastique**



Spectrométrie gamma in situ

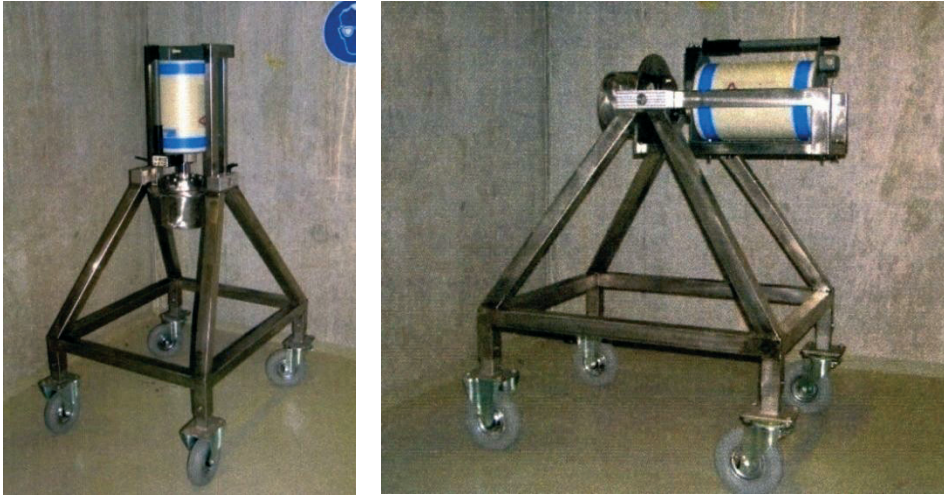
Les spectromètres gamma *in situ* collimatés sont constitués par des détecteurs transistorisés au germanium de très grande pureté entourés d'éléments de protection circulaires, qui limitent la sensibilité de l'instrument à une région de forme conique (figure 4.4). De tels instruments permettent la mesure du rayonnement gamma à partir de surfaces et à partir de volumes situés en dessous (la profondeur dépendant des énergies gamma des radionucléides en question et des propriétés du matériau, étant généralement comprise entre quelques cm pour le métal et plusieurs dizaines de cm pour le sol ou des gravats meubles et des émetteurs gamma d'énergie élevée).

Étant donné que le collimateur limite l'angle par lequel les quanta gamma peuvent pénétrer dans le détecteur, les résultats des mesures peuvent être imputés à une certaine superficie ou à un certain volume permettant des mesures quantitatives des activités surfaciques ou massiques. En faisant varier l'angle d'ouverture et/ou la distance de l'instrument par rapport à la surface, il est possible d'ajuster l'aire et/ou le volume, dont proviennent les quanta gamma à enregistrer. De tels instruments sont largement utilisés lorsque de grandes superficies doivent être libérées, telles que des surfaces de bâtiments ou des terrains. Le collimateur et les distances sont généralement fixés de manière à ce

4. S.E.A. Strahlenschutz-, Entwicklungs- und Ausrüstungsgesellschaft ; Dülmen, Allemagne. <http://www.nuklear-medizintechnik.de/>

que la superficie couverte par l'instrument soit de l'ordre de un à plusieurs mètres carrés.

Figure 4.4 Spectromètre gamma *in situ* dans un châssis pour des mesures visant le plancher et le mur (Canberra)



4.4 Conformité aux prescriptions réglementaires

Les matériaux ou les bâtiments, qui doivent être libérés, sont généralement tenus non seulement de se conformer aux seuils de libération applicables à l'option en matière de libération considérée (voir section 3.1), mais en outre, d'autres prescriptions visant par exemple des restrictions de masse, des types de matériaux, la destination première du matériau après libération, etc. doivent être respectées.

Dans les réponses au questionnaire, le recours à des critères pour le calcul des moyennes a été évoqué par un certain nombre de pays. L'évaluation suivante est une synthèse du tour d'horizon plus large présenté dans la section 4.6 de l'annexe.

Masses de référence pour le calcul de la moyenne

La masse de référence pour le calcul de la moyenne décrit la quantité de matériau sur laquelle une mesure peut être établie en moyenne, autrement dit, par laquelle le nombre de becquerels déterminé au cours d'une seule mesure peut être divisé afin d'obtenir des activités massiques (exprimées en Bq/g or Bq/kg).

Métaux

Les masses de référence servant au calcul de la moyenne pour les métaux sont généralement choisies dans une fourchette comprise entre 100 kg et plusieurs centaines de kg. Cela correspond à la quantité que peut renfermer un fût de déchets ou une caisse utilisée pour les moniteurs d'activité moyenne. Parallèlement, l'auto-absorption dans cette masse est encore à un niveau acceptable, en particulier lorsque le ^{60}Co ou le ^{137}Cs constituent les principaux contaminants.

Gravats et autres matériaux en vrac

Les masses de référence pour le calcul de la moyenne pour les gravats sont généralement choisies dans une fourchette comprise entre quelques centaines de kg et une tonne. Les facteurs entrant en ligne de compte sont du même ordre que pour les ferrailles. Si le dispositif de mesure ne permet de mesurer que des quantités plus faibles que la masse servant au calcul de la moyenne, il est possible d'associer plusieurs mesures jusqu'à ce que l'on atteigne la masse de référence.

Dans un certain nombre d'applications pratiques dans des procédures de libération, des masses supérieures ont été utilisées, en particulier lorsque la contamination à l'intérieur ou à la surface du matériau est plus ou moins homogène. Dans de pareils cas, il est généralement faisable de considérer des masses de référence atteignant 10 tonnes, soit le chargement d'un camion.

Superficies de référence pour le calcul de la moyenne

La superficie de référence pour le calcul de la moyenne décrit la superficie du matériau ou la surface du bâtiment sur laquelle une mesure peut être établie en moyenne, autrement dit par laquelle le nombre de becquerels déterminé au cours d'une seule mesure peut être divisé afin d'obtenir des activités surfaciques (exprimées en Bq/cm^2 or Bq/m^2).

Métaux

Les superficies de référence pour le calcul de la moyenne pour des métaux sont généralement choisies dans une fourchette comprise entre plusieurs centaines de cm^2 et 1 m^2 . Dans de nombreux cas, on utilise un millier de cm^2 . Cela correspond à la fourchette de tailles des fenêtres de moniteurs de contamination de surface.

Bâtiments

Les superficies de référence pour le calcul de la moyenne pour des bâtiments sont généralement choisies dans une fourchette comprise entre un et plusieurs m² (jusqu'à 10 m²), ce qui correspond bien aux mesures effectuées à l'aide de spectromètres gamma collimatés *in situ*. On a souvent recours à une superficie de référence plus petite lorsque le bâtiment doit être libéré en vue d'une réutilisation, ce qui permet de s'assurer que la contamination résiduelle ne présentera pas des valeurs de crête qui pourraient affecter des personnes travaillant dans le bâtiment après la libération pendant une durée prolongée dans une zone restreinte.

On a recours à de plus grandes superficies dans le cas de la libération pour démolition car, en l'occurrence, c'est la contamination moyenne (et non une valeur localisée), qui joue le rôle le plus important. Dans un certain nombre d'applications pratiques dans les procédures de libération, on a recours à des superficies beaucoup plus importantes, en particulier lorsque la contamination sur les murs et les sols est supposée homogène, comme après une décontamination générale des murs. Dans ces cas, la moyenne est généralement calculée sur une surface unitaire de bâtiment, telle que toute la superficie du plafond, des murs ou du sol.

5. SOLUTIONS DE RECHANGE A LA LIBERATION (RECYCLAGE, STOCKAGE DEFINITIF EN TANT QUE DECHETS DE TRES FAIBLE ACTIVITE, ENTREPOSAGE PROVISoire)

5.1 Facteurs techniques, économiques et sociaux

5.1.1 Aperçu général

Si dans un pays particulier, la libération n'est pas considérée comme une option viable pour la totalité ou une partie des matériaux provenant du secteur nucléaire, principalement du déclassé des installations nucléaires, d'autres méthodes doivent être établies afin d'assurer la gestion des grandes quantités de matériaux radioactifs. Parmi ces méthodes peuvent figurer :

- le recyclage dans le secteur nucléaire ;
- le stockage définitif des matériaux (au demeurant libérables) en tant que déchets de très faible activité sur des sites de stockage spécifiques ;
- l'entreposage provisoire pour décroissance radioactive.

Ces méthodes doivent être soigneusement étudiées et évaluées dans le cas d'un pays donné, en particulier lorsqu'elles sont conçues pour venir non pas compléter mais remplacer la libération. De nombreux pays ont introduit des filières supplémentaires pour traiter les matériaux pour lesquels la conformité aux seuils de libération ne peut pas être démontrée, comme la fusion des ferrailles dans des fonderies spécialisées faisant l'objet d'une autorisation en Allemagne et en Suède, avec la possibilité d'un recyclage ultérieur dans le secteur nucléaire comme en Allemagne, ou des sites spécifiques de stockage définitif pour les déchets de très faible activité en France, en Espagne (en cours d'aménagement) ou en Suède. Le seul pays de l'OCDE ayant un important parc nucléaire, qui a choisi de ne pas adopter le concept de la libération et de tabler sur des solutions de remplacement est la France. La section 5.2 esquisse les facteurs motivant cette décision et une comparaison des solutions de rechange à la libération. Les autres facteurs militant en faveur de l'adoption de solutions de rechange à la libération peuvent se résumer comme suit.

5.1.2 Facteurs techniques

Bien que cela soit techniquement faisable, il peut ne pas être aisé et simple de démontrer dans tous les cas la conformité aux seuils de libération, en particulier pour des spectres types comportant des teneurs élevées en nucléides difficiles à mesurer. La ferraille provenant d'installations liées au cycle du combustible, pour laquelle la caractérisation et les mesures peuvent demander des efforts extrêmement importants, offre un exemple de tels matériaux. Dans de pareils cas, il peut être beaucoup plus aisé de recourir à des méthodes de rechange, comme la fusion dans une fonderie spécialisée pour laquelle le travail nécessaire pour la caractérisation est sensiblement moindre.

En outre, selon les options en matière de libération qui sont disponibles dans un pays particulier, il peut y avoir une grande quantité de matériaux qui se situe au-dessus des seuils de libération mais qui ne peut pas être conditionnée en tant que déchets radioactifs, non seulement en raison de considérations économiques, mais aussi parce qu'elle ne serait pas conforme aux critères d'acceptation applicables à une installation de stockage définitif ou parce qu'il n'existe pas suffisamment d'espace dans un dépôt (projeté ou existant). Les sols contaminés provenant de sites nucléaires, pour lesquels il est difficile d'atteindre des teneurs extrêmement faibles en humidité, ou des matériaux de construction provenant de la démolition d'installations nucléaires, qui excèderaient de loin l'espace disponible dans les dépôts, en sont des exemples.

5.1.3 Facteurs économiques

Les considérations économiques sont souvent étroitement liées aux facteurs techniques décrits ci-dessus. Une filière, qui techniquement n'est pas viable ou qui exigerait des efforts techniques supplémentaires considérables, est généralement aussi non économique. Cependant, les considérations économiques doivent tenir compte des coûts des solutions de rechange. On a exécuté un certain nombre d'études de coûts comparant les coûts afférents à la libération à ceux afférents au conditionnement des déchets et à leur stockage définitif dans des dépôts. Dans les pays dotés de dépôts (projetés ou en exploitation) dans des formations géologiques profondes, et donc où les coûts liés au stockage définitif sont élevés, comme l'Allemagne, la libération est en général l'option la moins coûteuse. Dans les pays disposant de dépôts de déchets de très faible activité, qui peuvent recevoir des déchets qui seraient libérés dans d'autres pays, les coûts de la libération et du stockage définitif s'équilibreront à un stade donné, ne rendant économiquement faisable que la libération de matériaux ayant de faibles niveaux de contamination.

5.1.4 Facteurs sociaux

L'opinion du public à l'égard de la libération varie selon les pays. Il y a des pays membres de l'OCDE où l'aspect recyclage, autrement dit la réintroduction de matériaux qui, autrement, seraient mis au rebut en tant que déchets radioactifs, est apprécié, alors que dans d'autres pays le caractère approprié des modèles utilisés pour obtenir les seuils de libération (voir section 3.2) et les valeurs mêmes de ces seuils (voir section 3.3) sont contestés, tout comme les risques potentiels de doses même insignifiantes (voir section 2.1). Au demeurant, la recherche de solutions de remplacement à la libération, telle qu'elle est traitée dans la section 5.2, peut donc en apparence réduire notablement toute controverse concernant la notion de libération, tandis que, bien entendu, elle ne rend pas superflue une campagne d'information bien fondée sur la libération auprès du grand public.

La France est parvenue à la conclusion que la libération est susceptible d'altérer l'opinion qu'a le public de l'électronucléaire et elle a donc abandonné entièrement la libération, invoquant surtout des facteurs sociaux comme motif.

5.2 Comparaison des solutions de rechange à la libération

Parmi les solutions de rechange à la libération énumérées dans la section 5.1, le recours à des dépôts spécifiquement conçus pour les déchets de très faible activité (TFA) présente le potentiel le plus élevé et permet de prendre en charge les plus grandes quantités de matériaux, notamment de gravats et de terre, qui ne peuvent pas être libérées ou ne peuvent pas être recyclées. Le recyclage dans le cadre de l'industrie nucléaire atteindra bientôt la saturation et se limite principalement à certains types de ferrailles, alors que l'entreposage provisoire pour décroissance radioactive exige la construction d'installations d'entreposage et une mesure administrative pour libérer les matériaux à la fin de la période d'entreposage. Par rapport à d'autres types de dépôts dans des structures ouvragées à faible profondeur pour déchets de faible et moyenne activité (FAMA), ou à des sites dans des formations géologiques profondes pour FAMA ou déchets de haute activité (HA), les dépôts pour TFA sont peu coûteux tant à construire qu'à exploiter.

En général, les coûts afférents à la libération et au stockage définitif des TFA sont du même ordre de grandeur, ce qui rend intéressant de poursuivre la comparaison, alors que les coûts afférents au stockage définitif dans un dépôt géologique profond sont d'un ordre de grandeur environ plus élevés. Une évaluation des divers coûts et de leurs répercussions pour le choix de la stratégie optimale de gestion des matériaux a été effectuée dans un rapport (voir boîte) (Avérous, 2004), qui aboutit aux conclusions suivantes.

Dans la stratégie de libération, le coût est presque proportionnel au volume des déchets. La ségrégation des matériaux est une opération à forte intensité de main d'œuvre, mais la gestion après libération est aisée, peut être traitée sur une base locale avec des coûts de transport et d'évacuation peu élevés.

Dans la stratégie de stockage définitif des TFA, le coût d'investissement initial est élevé, mais les coûts liés aux TFA diminuent rapidement avec la quantité totale de déchets, car les frais fixes sont prédominants.

Dans un pays qui a un important programme de déclassement d'un grand parc nucléaire (autrement dit des quantités de TFA de plusieurs centaines de milliers de tonnes à un million de tonnes) :

- s'il est possible de créer un ou plusieurs sites de stockage définitif des TFA, il est économiquement préférable de ne pas tabler sur la libération, en raison de ses coûts élevés de main-d'œuvre qui ne permettent pas de gagner sur le volume, mais d'avoir largement recours à une ségrégation grossière et à une élimination spécialisée des TFA. Cela sera facilité par une organisation conjointe des titulaires d'autorisation ou la concentration des installations dans le cadre de quelques sociétés (en France, par exemple) ;
- si un stockage définitif en surface des déchets de moyenne activité (DMA) est disponible, c'est une option qui mérite d'être envisagée du point de vue économique, mais il faut veiller dans ce cas à la question de la disponibilité : un libre stockage des MA est un atout pour toutes les installations en exploitation ;
- si aucun stockage définitif en surface ne peut être créé (en Allemagne, par exemple), la libération constitue à l'évidence de loin l'option préférable du point de vue économique.

S'agissant d'un pays qui possède seulement un petit parc nucléaire, les quantités de TFA résultant du déclassement seront faibles :

- s'il existe déjà, pour une raison quelconque, une installation de stockage définitif en surface, elle constitue probablement la meilleure solution moyennant un coût marginal ;
- s'il n'existe aucun stockage définitif en surface, la libération est économiquement la meilleure option.

Cette analyse montre que le raisonnement et l'optimisation économiques peuvent amener à choisir soit la libération, soit la stratégie du stockage définitif pour les TFA issus du déclassement. Elle montre aussi les raisons pour lesquelles certains pays éprouvent actuellement certaines difficultés à choisir leur option : dans le cas des États-Unis, le stockage définitif en surface existe, mais avec une grande inconnue quant à sa disponibilité future.

Cette analyse met en évidence qu'il existe des solutions de rechange économiquement viables à la libération, mais qu'elles doivent être appréciées dans le contexte des parcs nucléaires existants et de la stratégie générale de gestion des déchets. L'analyse montre aussi que la libération est sur une longue période une option très bon marché qui vaut la peine d'être mise en œuvre et de poursuivre, en particulier dans des pays où des dépôts en surface spécifiquement conçus pour les TFA ne seraient pas acceptés par le grand public.

6. CONCLUSIONS

Le présent rapport de synthèse présente des informations à jour sur les conditions de levée des prescriptions réglementaires applicables aux matériaux et bâtiments (libération), qui peuvent être utiles à un lecteur souhaitant se faire une idée générale de la situation actuelle, de même qu'à des installations nucléaires qui projettent de mettre en œuvre une procédure de libération, par exemple en prévision du déclassement. En général, la libération est devenue un concept très éprouvé permettant la détermination rapide et sûre du respect des critères de libération dans le cas de presque tous les matériaux (métaux, gravats, câbles, matières plastiques, etc.) et surfaces de bâtiments. Cependant, il existe des différences concernant les manières dont la libération est traitée dans le cadre réglementaire dans divers pays et dont la libération a été mise en œuvre dans divers projets de déclassement.

La notion de libération est définie par l'AIEA comme étant la soustraction de matières radioactives ou d'objets radioactifs associés à des pratiques autorisées à tout contrôle réglementaire ultérieur de l'organisme de réglementation à des fins de radioprotection. Elle est généralement fondée sur la notion de trivialité, la contrainte la plus importante à des fins pratiques étant que les doses limites individuelles susceptibles de résulter de la libération soient de l'ordre de 10 $\mu\text{Sv/a}$.

Il existe un certain nombre d'options possibles pour la libération inconditionnelle comme pour la libération à une fin spécifique. Des recommandations internationales visant ces aspects ont, par exemple, été formulées par la Commission européenne, alors qu'il existe de nombreux règlements dans divers pays. Des seuils de libération ont été déterminés à une échelle internationale, favorisant l'harmonisation internationale de la libération, de même qu'à l'échelle de chaque pays dans de nombreux pays membres de l'OCDE. Une convergence acceptable des seuils de libération relatifs à des nucléides primordiaux tels que le ^{60}Co et le ^{137}Cs a été réalisée pour la libération inconditionnelle, autrement dit, les seuils de libération sont du même ordre de grandeur, alors que la dispersion des valeurs peut être beaucoup plus importante pour des radionucléides d'importance radiologique secondaire.

La mise en œuvre de la procédure de libération est généralement complexe et exige une bonne planification afin d'éviter des coûts élevés lors de la phase

d'application. Il existe une grande variété de dispositifs de mesure convenant à la caractérisation initiale de même qu'à la mesure permettant d'établir le respect des seuils de libération à des fins de décision : les techniques de mesure le plus couramment appliquées ont notamment recours à des moniteurs de contamination de surface et à des spectromètres gamma *in situ*, ainsi qu'à des moniteurs d'activité moyenne, de même qu'à des débitmètres de dose, au prélèvement d'échantillons de matériaux destinés à l'analyse en laboratoire, à des épreuves de contamination par frottis et à d'autres techniques auxiliaires principalement utilisées au cours de la phase de caractérisation. L'établissement des facteurs de corrélation entre des nucléides émetteurs gamma faciles à mesurer et des nucléides difficiles à mesurer tels que des émetteurs alpha ou des émetteurs bêta de faible intensité, la détermination des spectres types de même que la détermination de la profondeur de pénétration pour les surfaces de bâtiments constituent aussi d'importantes tâches à mener au cours de la phase de caractérisation.

Des techniques de mesure, telles que des moniteurs d'activité moyenne pour conteneurs ou fûts renfermant de la ferraille, des gravats et d'autres matériaux en vrac, permettent de mesurer rapidement même de grandes quantités de matériaux. La spectrométrie gamma *in situ*, en particulier lorsqu'elle est utilisée avec un collimateur, permet d'effectuer des mesures sur de grandes étendues de surfaces de bâtiments en un laps de temps raisonnable, tout en étant capable parallèlement de détecter les nucléides émetteurs gamma qui ont pénétré dans la surface des bâtiments jusqu'à des profondeurs de quelques centimètres. On peut donc affirmer que des techniques de mesure sont disponibles pour tous les types de mesures en vue de la libération. Cependant, il existe des possibilités d'apporter des perfectionnements supplémentaires, par exemple des instruments dotés de surfaces de détection accrues ou des détecteurs ayant des dimensions extérieures moindres pour permettre des mesures dans des parties de bâtiments autrement inaccessibles, telles que des passages étroits.

Une comparaison de la libération et d'autres options en matière de gestion des matériaux, telles que le stockage définitif des matériaux en tant que déchets de très faible activité (TFA) sur des sites de stockage spécifiquement conçus pour les TFA et le stockage définitif des matériaux en tant que déchets radioactifs dans des dépôts à faible profondeur ou dans des formations géologiques profondes, montre que les coûts afférents à la libération et au stockage définitif des TFA sont comparables et que ces deux options sont d'un ordre de grandeur environ moins coûteuses que le stockage définitif dans un dépôt. La libération et le stockage définitif en tant que TFA sur des sites de stockage spécifiquement conçus à cet effet peuvent ainsi être considérés comme deux options généralement équivalentes.

En conclusion, la libération ou la soustraction de matériaux et de bâtiments aux prescriptions réglementaires, est devenue un élément indispensable de la

gestion des matériaux dans le domaine nucléaire. Les efforts actuels sont donc davantage orientés vers le perfectionnement des processus et des techniques afin d'en améliorer l'applicabilité plutôt que vers la mise au point de méthodes entièrement nouvelles. Alors que l'harmonisation de la libération joue encore un rôle, il faut reconnaître que l'harmonisation des ensembles actuels de seuils de libération et de la réglementation dans ce domaine a dans une large mesure été réalisée. Des initiatives supplémentaires dans cette voie devraient donc être envisagées avec le plus grand soin.

7. REFERENCES

AIEA (2004), Agence internationale de l'énergie atomique, Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance (Application des notions d'exclusion, d'exemption et de libération), Collection Normes de sûreté de l'AIEA N° RS-G-1.7, Guide de sûreté, Vienne.

AIEA (2005), Agence internationale de l'énergie atomique, Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance (Détermination des valeurs de concentration d'activité à des fins d'exclusion, d'exemption et de libération), Collection Rapports de sûreté N° 44, Vienne.

Avérous, (2004], Avérous, Jeremie, Very Low-Level Waste from decommissioning: Influence from availability and cost for disposal on the national regulations (Déchets de très faible activité issus du déclassement : influence de la disponibilité et du coût du stockage définitif sur la réglementation nationale), Communication présentée à la Réunion de travail internationale de l'AEN sur "Le déclassement sûr, efficace et au meilleur coût », Rome, 6-10 septembre 2004.

CIPR (2006), CIPR – Commission internationale de protection radiologique, The Scope of Radiological Protection Regulations (Champ couvert par la réglementation en matière de radioprotection), Annales de la CIPR, Projet, Publication de la CIPR 02/258/05 – version du printemps 2006.

Commission européenne (1998), Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations; Radiation Protection No. 89, (Critères de protection radiologique recommandés pour le recyclage des métaux provenant du démantèlement d'installations nucléaires, Radioprotection N°89), Luxembourg, 1998, ISBN 92-828-3284-8.

Commission européenne (2000a), Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations; Radiation Protection No. 113, (Critères de protection radiologique recommandés pour la libération des bâtiments et des gravats provenant du démantèlement d'installations nucléaires, Radioprotection N°113), Luxembourg, 2000, ISBN 92-828-9172-0.

Commission européenne (2000b), Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part I: Guidance on General Clearance Levels for Practices (Application pratique des notions de libération et d'exemption – Partie I: Orientations visant les seuils généraux de libération applicables aux pratiques); Recommendations of the Group of Experts established under the terms of Article 31 of the Euratom Treaty (Recommandations du Groupe d'experts établi en vertu de l'Article 31 du Traité Euratom); Radiation Protection No. 122 (Radioprotection N°122), Luxembourg.

KWW (2004), Centrale nucléaire de Würgassen, Centrale nucléaire de Würgassen, Département des relations publiques: DVD – Rückbau eines Kernkraftwerks (DVD avec films de séquences de déclasserment), 2004, Beverungen (Allemagne).

NÜS (2001), Nüsser, A.; Thierfeldt, S.; Kugeler, E.; Gründler, D.; Maric, D., Erarbeitung einer optimierten Entsorgungsstrategie für Abfälle und Reststoffe aus Kernkraftwerken (Mise au point d'une stratégie optimisée de gestion des déchets et résidus provenant des centrales nucléaires), Rapport final relatif au contrat de recherche SR 2328 de l'Office fédéral allemand de radioprotection [*Bundesamt für Strahlenschutz- BfS*]; Brenk Systemplanung GmbH, Aix-la-Chapelle (Allemagne), avril 2001.

OCDE (2005), Compte rendu du Colloque international de l'AEN sur "le déclasserment sûr, efficace et au meilleur coût" ["Safe, Efficient, and Cost-Effective Decommissioning"], Rome, 6-10 septembre 2004, ensemble de CD ROM diffusés par l'AEN/OCDE, Paris, 2005.

OCDE (2006a), AEN/OCDE - Groupe de travail sur le déclasserment et le démantèlement (WPDD), Libération des sites des installations nucléaires – Rapport de synthèse établi pour le compte du WPDD par son Groupe spécial sur la libération des matériaux, des bâtiments et des sites, Rapport NEA/RWM/WPDD(2006)4, Paris, mars 2006.

OCDE (2006b), Comité de la gestion des déchets radioactifs (RWMC), Comprehensive Report of the Task Group on Activity Measurements at Release Levels (Rapport d'ensemble du Groupe spécial sur les mesures d'activité en rapport avec les seuils de libération, Rapport NEA/RWM/CPD(2006)2, Paris.

SSK (2005), Strahlenschutzkommission, Vergleich deutscher Freigabekriterien mit denen anderer Länder am Beispiel ausgewählter Radionuklide, Avis de la Commission allemande de radioprotection, Collection „Berichte der Strahlenschutzkommission“ (ISSN 0948-308X), sous la direction du Ministère fédéral allemand de l'environnement, de la protection de la nature et de la sûreté des réacteurs (BMU), Bonn, 2005, ISBN 3-437-22198-1.

Annexe

RENSEIGNEMENTS DE BASE ET EVALUATION DU QUESTIONNAIRE SUR LA LIBERATION

1. Introduction

On trouvera dans la présente annexe des renseignements de base se rapportant au « Rapport de synthèse sur la libération des matériaux et des bâtiments dans les pays membres de l'OCDE », qui sont tirés des réponses au « Questionnaire on the Release of Materials and Buildings » (Questionnaire sur la libération des matériaux et bâtiments) envoyé à un choix de projets de déclassement dans les pays de l'OCDE.

Cette annexe présente le questionnaire proprement dit dans la section 2. La section 3 donne un aperçu général des réponses au questionnaire. La section 4 présente et compare les données qui ont été rassemblées à partir de ces réponses, alors qu'une première évaluation en figure dans la section 5.

2. Présentation du questionnaire

Le « Questionnaire sur la libération des matériaux et des bâtiments » a été élaboré par le WPDD (Groupe de travail sur le déclassement et le démantèlement) de l'OCDE/AEN au cours du premier semestre de 2006 en vue d'obtenir un aperçu général des pratiques actuelles en matière de libération (autrement dit la soustraction à l'application du droit nucléaire) des matériaux et des bâtiments. Il a ensuite été envoyé à un choix de centrales nucléaires et d'installations liées au cycle du combustible faisant l'objet d'un déclassement ou en exploitation, afin d'obtenir des informations sur les sujets suivants :

- le contexte juridique de la libération, notamment les seuils de libération ;
- les évaluations propres à l'installation ;
- l'importance de la libération sur un site particulier ;
- le spectre type/l'empreinte radiologique ;
- les critères servant de base au calcul de la moyenne ;
- la procédure de libération/de levée des prescriptions réglementaires.

Ce choix de questions a pour objectif d'obtenir des informations à jour sur le recours à la libération et aux seuils de libération et sur leur application dans divers pays membres. Le contexte juridique est également inclus, mais n'est pas

privilegié car de nombreuses autres publications traitent des aspects juridiques. L'intérêt de ce rapport tient à la place faite à l'application de la libération dans la pratique. C'est en particulier mis en évidence par les informations fournies sur les critères servant de base au calcul des valeurs moyennes, qui peuvent être utilisés au cours des mesures, sur les méthodes de mesure et leur application, sur la possibilité de procéder à des évaluations propres aux sites grâce auxquelles sont déterminés des seuils de libération qui sont particulièrement adaptés à l'installation ou au site nucléaire en question, etc.

3. Aperçu général des réponses au questionnaire

Des réponses au questionnaire décrit dans la section 2 ont été reçues des pays et projets de déclasserement suivants :

- Allemagne : la réponse donne un aperçu général se rapportant à tous les types d'installations nucléaires en exploitation et en cours de déclasserement, notamment aux centrales nucléaires faisant l'objet d'un déclasserement.
- Belgique : deux réponses ont été reçues de la Belgique, l'une couvrant un large champ se rapportant au déclasserement de l'usine de retraitement d'Eurochemic, l'autre ayant trait en particulier au réacteur BR3.
- Espagne : présentation de la réglementation espagnole en matière de libération, telle qu'elle est appliquée par l'entreprise nationale chargée des déchets radioactifs [*Empresa Nacional de Residuos Radiactivos SA – ENRESA*] dans les centrales nucléaires de Vandellós 1 et de José Cabrera de même que dans les installations de recherche PIMIC.
- États-Unis : présentation de la façon dont la NRC considère le contrôle de la libération des matériaux solides.
- Finlande : la réponse a trait à la façon dont la libération est appliquée à la centrale nucléaire d'Olkiluoto avec un tour d'horizon de la libération en général en Finlande.
- Japon : la libération est examinée en ce qui concerne la centrale nucléaire de Tokai et le Réacteur de recherche du Japon N°3 (JRR-3).
- Pays-Bas : la réglementation en matière de libération, telle qu'elle est appliquée à la centrale nucléaire de Dodewaard.
- République slovaque : la réglementation en matière de libération applicable dans la République slovaque est présentée, l'accent étant mis en particulier sur la tranche A-1 de la centrale nucléaire de Jaslovske Bohunice.
- République tchèque : la réponse décrit la procédure de libération appliquée dans les centrales de Dukovany et de Temelín.

- Royaume-Uni : présentation de la réglementation applicable à la libération au Royaume-Uni, l'accent étant mis sur les sites de Harwell et de Winfrith.
- Suède : description de la réglementation applicable à la libération en Suède. Il est fait état du déclassement du Laboratoire actif central [*Active Central Laboratory – ACL*] de Studsvik.

La réglementation en matière de libération, qui a été évoquée dans les réponses au questionnaire, est en général de type générique, autrement dit indépendante d'une installation spécifique, mais la libération en elle-même est principalement appliquée dans des centrales nucléaires, en particulier dans celles faisant l'objet d'un déclassement. Le tableau 3.1 donne un aperçu général du (ou des) type(s) d'installations nucléaires auxquels se rapportent les réponses de même que du type de règlement en matière de libération présenté dans le cas de ce pays. On trouvera davantage de détails concernant la réglementation en matière de libération dans la section 4.1.

Tableau 3.1 Aperçu général du type d'installation nucléaire et du type de réglementation en matière de libération, décrits dans les réponses au questionnaire

Pays	Type d'installation nucléaire	Type de réglementation en matière de libération présenté
Allemagne	Tous les types d'installations nucléaires (centrales nucléaires, réacteurs de recherche, installations liés au cycle du combustible, laboratoires, etc.).	Réglementation générique en matière de libération applicable à toutes les installations nucléaires.
Belgique	Belgoprocess (Dessel): Déclassement de l'usine de retraitement d'Eurochemic SCK-CEN (Mol): Déclassement du réacteur de recherche BR3 (REP de 10,5 MWe)	Réglementation générique applicable à la libération.
Espagne	Tranche 1 de la centrale nucléaire de Vandellós mise en attente sûre, niveau 2 Centrale nucléaire José Cabrera en phase de transition (après arrêt), dans la perspective d'un démantèlement complet et rapide Site PIMIC : réacteur de recherche, plusieurs installations nucléaires	Réglementation ayant trait principalement aux centrales nucléaires et aux réacteurs de recherche en cours de déclassement.

Tableau 3.1 **Aperçu général du type d'installation nucléaire et du type de réglementation en matière de libération, décrits dans les réponses au questionnaire**
(suite)

Pays	Type d'installation nucléaire	Type de réglementation en matière de libération présenté
États-Unis	installations faisant l'objet d'autorisations de la NRC. Exemple de la centrale nucléaire de Big Rock Point (REB de 75 MWe, en service de 1962 à 1997), exploité par la société Consumers Energy.	Réglementation générale.
Finlande	Centrale nucléaire d'Olkiluoto (2 tranches REB) en exploitation jusqu'en ~2040 ; entreposage provisoire du combustible usé ; entreposage souterrain des DFMA	Réglementation générique en matière de libération applicable à toutes les installations nucléaires en Finlande.
Japon	Centrale nucléaire de Tokai (type Magnox, 166 MWe, en service 1966-98, en cours de déclassement). Réacteur de recherche du Japon N°3 (JRR-3 modéré et refroidi à l'eau lourde, U naturel, 10 MWth, modernisé en 1990, en service) – Libération du béton provenant de la modernisation.	La libération de métaux provenant de la Centrale nucléaire de Tokai est le premier cas d'application de la libération au Japon.
Pays-Bas	Déclassement de la centrale nucléaire de Dodewaard (REB, 58 MWe ; en service de 1969 à 1997, actuellement mis en attente sûre).	Réglementation générale, décret pris en application de la Loi sur l'énergie nucléaire.
République slovaque	Tranche A-1 de la centrale nucléaire de Jaslovske Bohunice (REL refroidi par gaz, en service de 1972 à 1977).	Réglementation générale.
République tchèque	Centrale nucléaire de Dukovany (4 tranches VVER 440/213) Centrale nucléaire de Temelín (2 tranches VVER-1000/320) toutes deux en exploitation.	Pas de libération spécifique.
Royaume-Uni	Cinq sites de l'UKAEA, en particulier les sites de Harwell, de Winfrith, divers réacteurs de recherche et des établissements de recherche nucléaire.	Description des procédures de l'UKAEA.
Suède	Studsvik : Laboratoire actif central (ACL), bâtiment de la ventilation et des filtres (ACF).	Réglementation générale.

4. Données émanant de projets de déclassement et de pays

4.1 Contexte juridique de la libération/levée du contrôle

La présente section donne un aperçu général des parties du cadre juridique des divers pays qui s'appliquent directement à la libération ou la réglementation. Lorsqu'elles sont disponibles, les sources dans lesquelles sont catalogués les seuils de libération, sont aussi indiquées.

Tableau 4.1 **Aperçu général de la réglementation en matière de libération présentée dans les réponses au questionnaire**

Pays	Base générale	Réglementation en matière de libération contenue dans
Allemagne	Décret relatif à la radioprotection (StrlSchV) de juillet 2001 Nombreuses directives et règles, DIN 25457, par exemple.	article 29 de Décret relatif à la radioprotection Seuils de libération dans l'Appendice III Tableau 1 du Décret relatif à la radioprotection
Belgique	Arrêté royal du 20 juillet 2001 portant règlement général de la protection de la population, des travailleurs et de l'environnement contre le danger des rayonnements ionisants	articles 18 et 35.2 Seuils de libération en appendice, tirés de RP 122/1
Espagne	Règlement relatif aux installations nucléaires et radioactives (RD 1836/1999) Décret royal 833/1988 sur la réglementation des déchets dangereux et Loi 10/1998 sur les déchets Loi 54/1997 sur les déchets radioactifs	seuils de libération définis séparément sur la base du TECDOC 855 de l'AIEA pour la tranche 1 de Vandellós ; sur la base de RP 122/1 de l'UE pour les nouveaux projets Seuils de libération conditionnelle fondés sur RP 89 de l'UE pour les métaux et sur RP 113 pour les bâtiments.
États-Unis	Titre 10 du Code de la réglementation fédérale (CFR) article 20 – limite de dose pour le public, procédures d'évacuation NUREG-1640, NUREG-1761	NUREG-1640 "Radiological Assessments For Clearance Of Materials From Nuclear Facilities" (Evaluations radiologiques afférentes à la libération de matériaux provenant d'installations nucléaires) ; les valeurs ont été approuvées par la US National Academy of Sciences (AIEA RS-G-1.7, ANSI-N13.12-1999 utilisés en tant que directives complémentaires). Actuellement décisions prise au cas par cas par la NRC.

Tableau 4.1 **Aperçu général de la réglementation en matière de libération présentée dans les réponses au questionnaire** (suite)

Pays	Base générale	Réglementation en matière de libération contenue dans
Finlande	Guide YVL-8.2 de l'Autorité finlandaise de radioprotection et de sûreté nucléaire (STUK).	Section 3 du guide YVL-8.2
Japon	Loi portant réglementation des matières brutes nucléaires, du combustible nucléaire et des réacteurs. système de libération mis en place en 2005 dans le cadre réglementaire.	Valeurs figurant dans RS-G 1.7 adoptées dans la Loi portant réglementation.
Pays-Bas	Loi sur l'énergie nucléaire.	Décret d'application de la Loi sur l'énergie nucléaire. Les seuils de libération et d'exemption sont identiques.
République slovaque	Loi sur la santé publique N°126/2006. Règlement du Gouvernement N°345/2006 sur les prescriptions fondamentales en matière de sûreté en vue de la protection de la santé des travailleurs et de la population contre les rayonnements ionisants.	Règlement du Gouvernement N°345/2006. Seuils de libération donnés pour cinq classes de radiotoxicité des radionucléides.
République tchèque	Loi N°18/1997 Coll. (Loi sur l'énergie nucléaire) Décret d'application N°307/2002 sur la radioprotection.	Décret N°499/2005. Seuils de libération dans le Décret N°307/2002 fondées sur les Normes fondamentales de radioprotection de l'AIEA de 1996 et sur RP 122. Partie 1. Seuils de libération non applicables depuis 2006, remplacés par des décisions au cas par cas par le SÚJB.
Royaume-Uni	Loi de 1965 sur les installations nucléaires. Loi de 1993 sur les substances radioactives. Règlements d'autorisation de 1994 relatifs à la gestion des déchets Loi de 1990 sur la protection de l'environnement (déchets non radioactifs).	Document de la réunion d'échange de vues sur la politique en matière de santé et de sûreté [Health and Safety Policy Exchange Meeting – HASPEM] – Rapport sur la surveillance de la libération de matières radioactives. Arrêté sur l'exemption de substances de faible activité tenant compte également des recommandation RP 117 (RP 89) et RP 113 de la CE

Tableau 4.1 **Aperçu général de la réglementation en matière de libération présentée dans les réponses au questionnaire** (suite)

Pays	Base générale	Réglementation en matière de libération contenue dans
Suède	Réglementation générale SSI FS 1996:2 : Réglementation sur le rejet de matières et d'huile provenant de zones contrôlées d'installations nucléaires (comportant des conditions spécifiques supplémentaires).	auparavant : TECDOC 855 de l'AIEA. actuellement en révision afin d'adopter les recommandations les plus récentes de la CE et de l'AIEA pour la fusion à Studsvik : RP 89 de la CE. pour les bâtiments : au cas par cas, RP 113 de la CE.

4.2 *Seuils de libération*

4.2.1 *Aperçu général*

La présente section donne un aperçu général des valeurs numériques des seuils de libération ainsi que de leur domaine d'application. Afin de procéder à une comparaison significative et cependant claire de ces valeurs, on a sélectionné un certain nombre de radionucléides qui représentent les divers groupes de radionucléides à savoir :

- ^3H , ^{14}C : émetteurs bêta de faible intensité ayant un comportement particulier du point de vue de l'environnement ;
- ^{63}Ni : émetteur bêta de faible intensité dont l'abondance est élevée dans de nombreuses centrales nucléaires (propriétés analogues à celles de ^{55}Fe) ;
- ^{60}Co , ^{137}Cs : importants produits d'activation et de fission présents dans les centrales nucléaires et d'autres installations nucléaires ;
- ^{90}Sr : émetteur bêta de forte intensité dont l'abondance est élevée dans divers types d'installations nucléaires ;
- ^{235}U : émetteur alpha, représentant les applications nucléaires de l'U ;
- ^{241}Am , ^{239}Pu : importants émetteurs alpha dont l'abondance est élevée dans la contamination alpha des divers types d'installations nucléaires.

Afin d'indiquer l'origine des seuils de libération, on a utilisé les abréviations suivantes :

- RP 89: Commission européenne : "Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations" (Critères radiologiques recommandés pour le recyclage des métaux provenant du démantèlement d'installations nucléaires), Radiation Protection No. 89, Luxembourg 1998.

- RP 113 : Commission européenne : “Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations” (Critères de protection radiologique recommandés pour la libération de bâtiments et gravats provenant du démantèlement d’installations nucléaires), Radiation Protection No. 113, Luxembourg, 2000.
- RP 122/1: Commission européenne : “Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part I: Guidance on General Clearance Levels for Practices; Recommendations of the Group of Experts established under the terms of Article 31 of the Euratom Treaty” (Application pratique des notions de libération et d’exemption – Partie I: instructions visant les seuils généraux de libération applicables aux pratiques ; recommandations du Groupe d’experts établi en vertu de l’article 31 du Traité Euratom) ; Radiation Protection No. 122, Luxembourg, 2000.
- EUBSS : Normes fondamentales de sûreté de l’Union européenne ; Directive 96/29/Euratom du Conseil fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants, Journal officiel des Communautés européennes, L 159, Vol. 39, 29.06.96.
- TD855 : AIEA : “Clearance Levels for Radionuclides in Solid Materials: Application of Exemption Principles” (Seuils de libération afférents aux radionucléides contenus dans des matériaux solides : application des principes d’exemption) ; IAEA-TECDOC-855, Vienne, 1996.
- RSG1.7: AIEA : “Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance” (Application des notions d’exclusion, d’exemption et de libération), Collection Normes de sûreté N° RS-G-1.7, Vienne, 2004.
- reg: réglementation propre à ce pays ; pour plus de détails, se reporter à la Section 4.1.
- ms: méthode propre au site.
- Col.4/5/6/8/9/10/10a : se rapporte aux colonnes du Tableau 1 de l’Appendice III du Décret allemand relatif à la radioprotection [*Strahlenschutzverordnung – StrlSchV*] contenant des ensembles de seuils de libération.

4.2.2 Valeurs numériques

Toute comparaison des valeurs numériques indiquées dans les tableaux suivants doit être exécutée avec circonspection. La raison en est que la portée

des options en matière de libération, pour lesquelles ces valeurs des seuils de libération ont été conçues, peut différer. Les valeurs des seuils de libération ont été regroupées dans les tableaux suivants :

- Tableau 4.2 : Aperçu général des seuils massiques de libération pour les métaux faisant l'objet d'une libération inconditionnelle (autrement dit destinés à être réutilisés, fondus ou éventuellement évacués) ou qui ne sont libérés qu'en vue de la fusion.
- Tableau 4.3 : Aperçu général des seuils surfaciques de libération pour les métaux, qui peuvent être utilisés en plus des seuils massiques de libération indiqués dans le Tableau 4.2 ou qui peuvent être utilisés comme seul critère de décision visant la libération.
- Tableau 4.4 : Aperçu général des seuils massiques de libération pour les gravats.
- Tableau 4.5 : Aperçu général des seuils surfacique de libération pour les surfaces de bâtiments.

Tableau 4.2 **Aperçu général des seuils massiques de libération pour tous les types de libération ou pour la libération de métaux** (en Bq/g)

Pays	³ H	¹⁴ C	⁶³ Ni	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁵ U	²⁴¹ Am	²³⁹ Pu	Origine
Allemagne	1,000	80	300	0.1	0.5	1	0.5	0.05	0.1	Col.5
	1,000	80	10,000	0.6	0.6	9	0.8	0.3	0.2	Col.10a
Belgique	100			0.1	1	1	1	0.1	0.1	RP122/1
Espagne	3,000	300	3,000	0.3	0.3	3	0.3	0.3	0.3	TD855
	100	10	100	0.1	1	1	1	0.1	0.1	RP122/I
	1,000	100	10,000	1	1	10	1	1	1	RP89
États-Unis*	530	310	21,000	0.2	0.6	18	0.7	0.2	0.3	reg
Finlande	10	10	10	1	1	1	0.1	0.1	0.1	reg
Japon	100	1	100	0.1	0.1	1	-	10	0.1	RSG1.7
Pays-Bas	10 ⁶	10 ⁴	10 ⁵	1	10	100	10	1	1	EUBSS*
République slovaque	3,000	300	3,000	0.3	0.3	3	0.3	0.3	0.3	reg
République tchèque			300	0.3	0.3					reg, ms
Royaume-Uni	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	reg (matières de faible activité)
Suède	0,5 Bq/g pour les émetteurs bêta/gamma						0,1 Bq/g pour les émetteurs α			
<i>pour les lingots**:</i>	1,000	100	10,000	1	1	10	1	1	1	RP89

* valeurs calculées à partir du Tableau 2.1 de NUREG-1640

** pour les lingots provenant de la fonderie de Studsvik ; condition : refusion telle qu'elle est présumée dans RP 89.

Tableau 4.3 **Aperçu général des seuils surfaciques de libération pour tous les types de libération ou pour la libération des métaux (en Bq/cm²)**

Pays	³ H	¹⁴ C	⁶³ Ni	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁵ U	²⁴¹ Am	²³⁹ Pu	Origine
Allemagne	100	100	100	1	1	1	1	0.1	0.1	Col.4
Belgique	0.4	0.4		0.4	0.4	0.4	0.04	0.04	0.04	reg
Espagne	4	4	4	0.4	0.4	0.4	0.04	0.04	0.04	reg
États-Unis*	2,600	1,600	10 ⁵	1	3	83	4	1	1.5	reg
Finlande	40	40	40	4	4	4	0.4	0.4	0.4	reg
Japon	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Pays-Bas	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
République slovaque	3,000	300	3,000	0.3	0.3	3	0.3	0.3	0.3	reg
République tchèque	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Royaume-Uni	4	4	4	4	4	4	0.4	0.4	0.4	reg
Suède	4	4	4	4	4	4	0.4	0.4	0.4	reg

* valeurs calculées à partir du tableau 2.1 de NUREG-1640.

Tableau 4.4 **Aperçu général des seuils massiques de libération pour la libération des gravats (en Bq/g)**

Pays	³ H	¹⁴ C	⁶³ Ni	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁵ U	²⁴¹ Am	²³⁹ Pu	Origine
Allemagne	1,000 60 1,000	80 10 2,000	300 300 3,000	0.1 0.09 4	0.5 0.4 10	2 2 2	0.5 0.4 10	0.05 0.05 1	0.04 0.08 1	Col.5 Col.6 Col.9
Belgique	100			0.1	1	1	1	0.1	0.1	RP122/1
Espagne	62	10	1,200	0.09	0.4	1.5	0.34	0.09	0.08	RP113
Etats-Unis*	150	83	4,800	0.03	0.2	7	0.3	0.3	0.3	reg
Finlande	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Japon	100	1	100	0.1	0.1	1	-	10	0.1	RSG1.7
Pays-Bas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
République slovaque				0.2	0.2	2	0.2	0.2	0.2	reg
République tchèque	300		300	0.3	0.3					reg ms
Royaume-Uni	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	reg (matières de faible activité)
Suède	5	5	5	5	5	5	0.5	0.5	0.5	décharge

* valeurs calculées à partir du tableau 2.1 de NUREG-1640.

**Tableau 4.5 Aperçu général des seuils surfaciques de libération
pour la libération de bâtiments (en Bq/cm²)**

Pays	³ H	¹⁴ C	⁶³ Ni	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁵ U	²⁴¹ Am	²³⁹ Pu	Origine
Allemagne	1,000	1,000	1,000	0.4	2	30	1	0.1	0.01	Col.8
	4,000	6,000	10,000	3	10	30	10	3	2	Col.10
Belgique	0.4	0.4		0.4	0.4	0.4	0.04	0.04	0.04	reg
Espagne	3,800	2,800	18,000	0.36	1.5	34	1.3	0.34	0.29	RP113
	3,800	5,800	37,000	2.9	12	34	10	2.8	2.3	
États-Unis*	42,000 *	24,000 *	10 ⁶	10	45	1,900	80	80	90	reg
Finlande	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Japon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Pays-Bas	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
République slovaque	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
République tchèque	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Royaume-Uni	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Suède	10,000	10,000	100,000	1	10	100	10	1	1	comme RP113 démolition

* valeurs calculées à partir du tableau 2.1 de NUREG-1640.

4.2.3 Critère et notions de dose

Tous les seuils de libération présentés dans cette section ont été déterminés sur la base d'une dose individuelle de 10 µSv/an. Seuls font exception les seuils de libération propres aux sites appliqués aux États-Unis qui peuvent être fondés sur une dose de ~20 µSv/an. Les seuils de libération ont été empruntés directement aux recommandations internationales ou ont été déterminés sur la base de modèles radiologiques.

On s'accorde généralement à considérer que les valeurs numériques des seuils de libération doivent être inférieurs ou égaux aux valeurs des seuils d'exemption tels qu'ils sont établis dans le Tableau A de l'Annexe I des Normes fondamentales de sûreté de l'Union européenne ou dans le Tableau I-I des Règles fondamentales de sûreté de l'AIEA. Dans leur réponse, les Pays-Bas ont fait observer un aspect important concernant la relation entre les deux ensembles de seuils :

“La réglementation générale [*afférente à la libération*] est instituée dans un décret pris en application de la Loi sur l'énergie nucléaire, et qui stipule que les seuils de libération et d'exemption sont identiques aux Pays-Bas. Les seuils de libération/exemption sont les mêmes que ceux

proposés dans les Règles de base de sûreté d'Euratom, mais pour quelques radionucléides, tels que le ^{60}Co et le ^{226}Ra , ils sont réduits d'un facteur de dix.

On estime qu'il est conceptuellement erroné d'utiliser des valeurs différentes pour les mêmes matériaux lorsqu'ils sont soustraits au contrôle réglementaire. C'est important dans toutes les circonstances où il convient d'envisager la réutilisation et/ou le recyclage. Cette remarque s'applique non seulement aux projets de démantèlement mais aussi au traitement et/ou à la manipulation normale de ferrailles. Lorsqu'il s'agit de déterminer si un matériau est ou non radioactif, le critère d'activité pour la libération et le critère de concentration d'activité doivent l'un et l'autre être satisfaits."

4.3 Détermination propre au site des seuils de libération

Une détermination propre au site des seuils de libération est une démarche raisonnable soit lorsqu'il n'existe pas dans un pays de seuils (génériques) de libération pour un matériau particulier, soit lorsque les seuils de libération existants ne sont pas applicables pour une raison quelconque. Dans la détermination des seuils de libération propres au site, il est d'ordinaire possible de tenir compte des caractéristiques du site, des quantités de matériaux faisant l'objet de la procédure de libération et des voies d'exposition, des conditions de travail, des conditions géologiques et hydrogéologiques, du niveau moyen de contamination, etc. Le tableau 4.6 présente un aperçu général de la possibilité éventuelle de procéder à des évaluations et déterminations propres aux sites des seuils de libération et, lorsqu'elle existe, des types d'exemples relevés dans les divers pays.

Tableau 4.6 **Aperçu général de la détermination propre au site des seuils de libération**

Pays	Possibilité d'évaluations propres aux sites	Exemples d'évaluations propres aux sites
Allemagne	oui, réglementation générale visant l'évaluation propre au site dans StrlSchV ⁵ , l'application effective dépend du cas	nombreux sites différents, principalement pour les bâtiments, les gravats, les sites (terre) ; doit tenir compte des caractéristiques des matériaux et du flux de déchets, des conditions environnementales, etc.

⁵ StrlSchV : *Strahlenschutzverordnung* autrement dit Décret relatif à la radioprotection.

**Tableau 4.6 Aperçu général de la détermination propre
au site des seuils de libération (suite)**

Pays	Possibilité d'évaluations propres aux sites	Exemples d'évaluations propres aux sites
Belgique	n'est pas mise en application.	-
Espagne	Possible, doit être approuvé par l'organisme de réglementation, le Consejo de Seguridad Nuclear (CSN).	aucune n'a encore été exécutée ; doit tenir compte des différents types de matériaux (origine, configuration, spectre type) et des conditions radiologiques de l'environnement
États-Unis	oui, démarche habituelle. la NRC a recours à des décisions au cas par cas.	centrale nucléaire de Big Rock Point : base 20 μ Sv/an ; seuil massique de libération calculé de $\sim 0,3$ Bq/g
Finlande	aucune, les mêmes règles s'appliquent sur les deux sites de centrales nucléaires.	-
Japon	Aucune.	-
Pays-Bas	non autorisée.	-
République slovaque	aucune, car les seuils de libération sont si empreints de conservatisme qu'un seul ensemble de seuils de libération est recommandé pour tous les types de matériaux libérés.	-
République tchèque	Aucune.	-
Royaume-Uni	aucune, les procédures sont appliquées uniformément sur les cinq sites de l'UKAEA.	-
Suède	Oui.	libération de déchets contaminés par de l'U destinés à être mis en décharge publique

4.4 Masses de matériaux et bâtiments devant être libérés

L'aperçu des quantités de métaux à libérer figurant dans le tableau 4.7 et l'aperçu des quantités de gravats et de bâtiments à libérer figurant dans le tableau 4.8 sont fondés sur des locaux différents. Dans les pays où aucun projet de déclassement n'a encore été exécuté, les chiffres se rapportent à des estimations des masses totales à traiter à l'avenir. Dans les pays dans lesquels il est fait état

d'un projet de déclasserment spécifique, les chiffres se rapportent à ce projet particulier. Dans les pays ayant adopté une démarche générique à l'égard de nombreux projets de déclasserment en cours, les chiffres se rapportent aux masses annuelles moyennes devant faire l'objet d'une procédure officielle de libération.

Tableau 4.7 **Aperçu général des quantités de métaux à libérer**

Pays	Métaux	Commentaire
Allemagne	<ul style="list-style-type: none"> • plusieurs milliers de tonnes par an 	quantité annuelle devant faire l'objet d'une procédure officielle de libération et provenant de divers projets de déclasserment.
Belgique	<ul style="list-style-type: none"> • 726 t : (79% de la masse totale). • 2 390 t : (95% de la masse totale). 	<ul style="list-style-type: none"> • provenant de l'usine de retraitement d'Eurochemic provenant du réacteur de recherche BR3.
Espagne	<ul style="list-style-type: none"> • 7 500 t de ferraille. • 86 t de déchets métalliques non ferreux. • 370 t d'autres matériaux. 	
États-Unis	sujet non mentionné dans la réponse au questionnaire.	
Finlande	n.d.	<ul style="list-style-type: none"> • il n'existe pas de projet de déclasserment.
Japon	<ul style="list-style-type: none"> • estimations disponibles pour les REB, les REP et les RRG, par exemple 30 000 t pour un REB de 1100 MWe. 	
Pays-Bas	plusieurs milliers de tonnes.	<ul style="list-style-type: none"> • centrale nucléaire de Dodewaard seulement (libération uniquement après mise en attente sûre).
République slovaque	<ul style="list-style-type: none"> • ~10 000 t en cours de déclasserment 	
République tchèque	<ul style="list-style-type: none"> • ~114 000 t pour la centrale nucléaire de Dukovany. • ~105 000 t pour la centrale nucléaire de Temelín. 	<ul style="list-style-type: none"> • masses présumées non radioactives. • il n'existe pas de projet de déclasserment.
Royaume-Uni	<ul style="list-style-type: none"> • ~10 000 m³ destinés à l'évacuation. 	<ul style="list-style-type: none"> • provenant du site de Winfrith.
Suède	<ul style="list-style-type: none"> • déchets métalliques : 53 t destinées au recyclage. • 119 t destinées à la fusion à Studsvik. 	<ul style="list-style-type: none"> • s'agissant des installations du Laboratoire central actif (ACL) et du bâtiment central des filtres actifs (ACF).

Tableau 4.8 **Aperçu général des quantités de gravats / des surfaces de bâtiment à libérer**

Pays	Gravats / bâtiments	Commentaires
Allemagne	<ul style="list-style-type: none"> • gravats : plusieurs milliers de tonnes à quelques dizaines de milliers de tonnes par an. • bâtiments : fonction de l'avancement des projets de déclasserement. 	<ul style="list-style-type: none"> • gravats (avant démolition des bâtiments) provenant de divers projets de déclasserement, fonction de l'état d'avancement.
Belgique	<ul style="list-style-type: none"> • 654 t : (34% de la masse totale). • 23 936 t : (99% de la masse totale). 	<ul style="list-style-type: none"> • provenant de l'usine de retraitement d'Eurochemic. • provenant du réacteur de recherche BR3.
Espagne	<ul style="list-style-type: none"> • 1 962 t de béton • 136 000 m² de surfaces de bâtiments. 	
États-Unis	<ul style="list-style-type: none"> • Centrale nucléaire de Big Rock Point : ~38 000 t destinées à être évacuées dans une décharge autorisée. 	<ul style="list-style-type: none"> • dans la réponse au questionnaire, le sujet n'est mentionné qu'à propos de la centrale nucléaire témoin.
Finlande	n.d.	<ul style="list-style-type: none"> • il n'existe pas de projet de déclasserement.
Japon	<ul style="list-style-type: none"> • estimations disponibles pour les REB, les REP et les RRG, par exemple 500 000 t pour un REB de 1 100 MWe. 	
Pays-Bas	<ul style="list-style-type: none"> • environ 50 000 t. 	<ul style="list-style-type: none"> • centrale nucléaire de Dodewaard seulement (libération uniquement après mise en attente sûre).
République slovaque	<ul style="list-style-type: none"> • ~180 000 t en cours de déclasserement. 	
République tchèque	<ul style="list-style-type: none"> • ~560 000 t pour la centrale nucléaire de Dukovany. • ~440 000 t pour la centrale nucléaire de Temelín. 	<ul style="list-style-type: none"> • masses présumées non radioactives. • il n'existe pas de projet de déclasserement.
Royaume-Uni	<ul style="list-style-type: none"> • ~30 000 m³ 	<ul style="list-style-type: none"> • provenant de 75 bâtiments sur le site de Winfrith.
Suède	<ul style="list-style-type: none"> • ~ 20 000 t provenant de la démolition de bâtiments. 	<ul style="list-style-type: none"> • s'agissant des installations du Laboratoire central actif (ACL) et du bâtiment central des filtres actifs (ACF).

4.5 Spectres types

La présente section donne un aperçu général de l'usage du concept de spectres types (également dénommé « empreintes radiologiques », etc.). Ce concept est utile dans les cas où les mesures techniques utilisées pour démontrer le respect des critères de libération ne sont pas spectroscopiques et/ou ne sont pas capables de détecter les activités de tous les radionucléides pertinents. Les pourcentages d'activité des radionucléides, qui sont ou pourraient être présents sur les surfaces ou dans les murs/planchers, sont déterminés avant la réalisation des mesures en vue de la libération. L'établissement d'un spectre type a pour objectif particulier de déterminer les ratios d'activité entre des radionucléides qui sont faciles à mesurer comme le ^{60}Co ou le ^{137}Cs et ceux qui sont difficiles à mesurer comme les émetteurs alpha, les émetteurs bêta purs, tels que le ^{90}Sr , etc. Les radionucléides, qui sont faciles à mesurer, sont souvent qualifiés de « radionucléides principaux » car c'est de leur activité qu'est déduite celle des autres nucléides.

Si certaines techniques de mesure permettent effectivement d'identifier les radionucléides (par exemple, ^{60}Co , ^{137}Cs) à partir des énergies gamma caractéristiques qu'ils émettent pendant leur décroissance, un grand nombre de radionucléides, dont il faut tenir compte, ne peuvent pas être identifiés *in situ*. En outre, vouloir déterminer la composition en radionucléides de la contamination chaque fois que l'on effectue une mesure représente un énorme gaspillage.

On a donc recours, dans de nombreux cas de libération, au concept de spectres types ou de facteurs de corrélation. Le tableau 4.9 présente un aperçu général de la manière dont les spectres types sont utilisés dans les procédures de libération.

Tableau 4.9 **Aperçu général du recours au concept de spectres types (ST) et des méthodes appliquées pour les établir**

Pays	Recours au concept de ST ou aux facteurs de corrélation	Méthode appliquée pour établir les ST
Allemagne	Oui, périodiquement détails dans DIN 25457.	Varie ; fondée sur les résultats du prélèvement d'échantillons. Aucune méthode générale n'est prescrite. nucléides principaux habituels ^{60}Co , ^{137}Cs pour l'activité β/γ , ^{241}Am pour l'activité α .
Belgique	Oui.	À partir du prélèvement d'échantillons.

Tableau 4.9 **Aperçu général du recours au concept de spectres types (ST) et des méthodes appliquées pour les établir** (suite)

Pays	Recours au concept de ST ou aux facteurs de corrélation	Méthode appliquée pour établir les ST
Espagne	Les ST établis pour la tranche I de la centrale nucléaire de Vandellós sont destinés à une application générale, aux piscines de stockage du combustible usé, au traitement des effluents liquides, au graphite.	Analyses radiochimiques, établissement de facteurs de corrélation.
États-Unis	Sujet non évoqué dans la réponse au questionnaire.	Sujet non évoqué dans la réponse au questionnaire.
Finlande	Centrale nucléaire d'Olkiluoto : une empreinte est établie à partir des déchets issus de l'exploitation.	Échantillons de déchets, analysés par spectrométrie gamma.
Japon	Oui, par exemple, guide de la Société pour l'énergie atomique du Japon (AESJ) : "Monitoring for Compliance with Clearance Level" (Contrôle du respect du seuil de libération), 2005.	Pas d'expérience réelle de la mise en œuvre de la libération.
Pays-Bas	Oui (à la centrale nucléaire de Dodewaard).	Par prélèvement d'échantillons et mesures spectrométriques <i>in situ</i> .
République slovaque	Oui.	Méthode standard : mesures spectrométriques pour les nucléides faciles à mesurer, pour les autres on utilise des facteurs de corrélation.
République tchèque	Concept non utilisé jusqu'à présent.	–
Royaume-Uni	Oui. Une empreinte radiologique unique est déterminée pour chaque situation où la composition isotopique varie.	Cf. document " <i>Clearance and Exemption, Principles, Processes and Practices, for Use by the Nuclear Industry – A Nuclear Industry Code of Practice</i> " (Principes, procédures et pratiques en matière de libération et d'exemption à appliquer dans l'industrie nucléaire – Code de bonne pratique de l'industrie nucléaire. ³ H présente souvent une abondance très élevée (99 %).

Tableau 4.9 **Aperçu général du recours au concept de spectres types (ST) et des méthodes appliquées pour les établir** (suite)

Pays	Recours au concept de ST ou aux facteurs de corrélation	Méthode appliquée pour établir les ST
Suède	oui	Radionucléides émetteurs β/γ à partir du prélèvement d'échantillons et de mesures de spectrométrie γ ; pour les émetteurs alpha, application des facteurs de corrélation avec ^{241}Am .

4.6 Critères pour le calcul des moyennes

La présente section donne un aperçu général des critères pour le calcul des moyennes qui sont appliqués aux mesures en vue de la libération. Le tableau 4.10 présente un aperçu général des critères pour le calcul des moyennes pour les métaux, qui sont exprimés dans certains pays en fonction des masses de référence pour le calcul de la moyenne dans le cas des mesures à l'aide de moniteurs d'activité moyenne (d'ordinaire plusieurs centaines de kg) et/ou en fonction des surfaces de référence pour le calcul des moyennes dans le cas des mesures à l'aide de moniteurs de contamination de surface (d'ordinaire de l'ordre du millier de cm^2). Le tableau 4.11 présente un aperçu analogue des masses de référence pour le calcul des moyennes dans le cas des mesures d'activité moyenne relatives aux gravats, et des surfaces de référence pour le calcul des moyennes dans le cas des mesures des surfaces des bâtiments.

Tableau 4.10 **Aperçu général des critères pour le calcul des moyennes pour les métaux et d'autres articles solides**

Pays	Masses de référence pour le calcul des moyennes	Surfaces de référence pour le calcul des moyennes
Allemagne	300 kg	1 000 cm^2 .
Belgique	–	Correspondent à la surface de mesure de l'instrument, d'ordinaire 50 – 100 cm^2 .
Espagne	200 kg	n.d.
États-Unis	Sujet non évoqué dans la réponse au questionnaire	Sujet non évoqué dans la réponse au questionnaire.
Finlande	300 kg ; en outre, pour des masses atteignant 30 kg au maximum, il est admis jusqu'à 10 fois la valeur du seuil de libération.	1 000 cm^2 .

Tableau 4.10 Aperçu général des critères pour le calcul des moyennes pour les métaux et d'autres articles solides (suite)

Pays	Masses de référence pour le calcul des moyennes	Surfaces de référence pour le calcul des moyennes
Japon	En général 100 kg. 10 t, si la concentration maximale < seuil de libération et la concentration moyenne << seuil de libération.	
Pays-Bas	En général : moyenne pour les articles considérés séparément. pas encore spécifiées pour la centrale nucléaire de Dodewaard.	En général : moyenne pour les articles considérés séparément. pas encore spécifiées pour la centrale nucléaire de Dodewaard.
République slovaque	1 t si l'activité volumique est homogène 0,3 t si l'activité volumique n'est pas homogène. (L'activité non homogène peut dépasser 3 fois la valeur du seuil de libération, la limite générale d'activité calculée en moyenne sur 1 t doit être respectée.).	1 m ² si l'activité surfacique est homogène. 0,1 m ² si l'activité surfacique n'est pas homogène. (L'activité non homogène peut dépasser 3 fois la valeur du seuil de libération, la limite générale d'activité calculée en moyenne sur 1 m ² doit être respectée.).
République tchèque	Pas utilisées pour la libération de matériaux	Pas utilisées pour la libération de matériaux
Royaume-Uni	Déterminées au cas par cas. Il n'est pas envisagé d'établir une norme.	Déterminées au cas par cas. Il n'est pas envisagé d'établir une norme.
Suède	Non spécifiées, calcul de la moyenne souvent effectué sur un article.	n.d.

Tableau 4.11 Aperçu général des masses de référence pour le calcul des moyennes pour les gravats et des surfaces de référence pour le calcul des moyennes pour les bâtiments

Pays	Masses de référence pour le calcul des moyennes pour les gravats	Surfaces de référence pour le calcul des moyennes pour les bâtiments
Allemagne	300 kg, lorsqu'on utilise un seuil de libération inconditionnelle conformément à App. III, Tab. 1 Col. 5 de StrlSchV 1 t, lorsqu'on utilise un seuil de libération conformément à la Col. 6.	1 m ² lorsque le bâtiment est réutilisé plusieurs m ² à l'ensemble des surfaces / ensemble des pièces lorsque le bâtiment est démoli.

**Tableau 4.11 Aperçu général des masses de référence
pour le calcul des moyennes pour les gravats et des surfaces de référence
pour le calcul des moyennes pour les bâtiments (suite)**

Pays	Masses de référence pour le calcul des moyennes pour les gravats	Surfaces de référence pour le calcul des moyennes pour les bâtiments
Belgique	Masse du lot sur lequel est prélevé un échantillon représentatif.	Correspond à la surface de mesure de l'instrument, d'ordinaire 50 – 100 cm ² .
Espagne	n.d.	de l'ordre de 1 m ² .
États-Unis	Sujet non évoqué dans la réponse au questionnaire.	Sujet non évoqué dans la réponse au questionnaire.
Finlande	n.d.	n.d.
Japon		
Pays-Bas	Pas encore spécifiées pour la centrale nucléaire de Dodewaard.	Pas encore spécifiées pour la centrale nucléaire de Dodewaard.
République slovaque	1 t si l'activité volumique est homogène. 0,3 t si l'activité volumique n'est pas homogène. (L'activité non homogène peut dépasser 3 fois la valeur du seuil de libération, la limite générale d'activité calculée en moyenne sur 1 t doit être respectée.)	Sujet non abordé dans la réponse au questionnaire.
République tchèque	Pas utilisées pour la libération de matériaux.	Pas utilisées pour la libération de matériaux.
Royaume-Uni	Déterminées au cas par cas. Il n'est pas envisagé d'établir une norme.	Déterminées au cas par cas. Il n'est pas envisagé d'établir une norme.
Suède	Non spécifiées.	1 m ²

4.7 Procédure de libération/levée des contrôles

Le tableau 4.12 présente un aperçu général des caractéristiques spécifiques des procédures de libération/levée des contrôles, qui sont mises en œuvre dans les divers pays de même que des principales techniques de mesure qui sont couramment utilisées. Il ne s'agit pas de décrire la totalité des procédures de libération/levée des contrôles en tant que telles.

Tableau 4.12 Aperçu général des caractéristiques des procédures de libération/levée des contrôles

Pays	Procédure	Techniques de mesure
Allemagne	<ul style="list-style-type: none"> • Bien établie, principalement au niveau des projets de déclassement ; détails établis par l'exploitant de l'installation nucléaire. • Tenue de registres obligatoire. • AQ rigoureuse, par exemple mesures de contrôle systématiques par des experts indépendants pour le compte des autorités. • Profondeur de pénétration au niveau des surfaces des bâtiments établies, par exemple, à partir d'échantillons prélevés par forage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Métaux : moniteurs de contamination portatifs, moniteurs d'activité moyenne. • Gravats : prélèvement d'échantillons et analyse en laboratoire ; moniteurs d'activité moyenne, spectromètres gamma <i>in situ</i>. • Bâtiments : moniteurs de contamination portatifs, spectromètres gamma <i>in situ</i>.
Belgique	<ul style="list-style-type: none"> • Détails établis par l'exploitant de l'installation nucléaire. • Deux mesures indépendantes de la contamination de surface pour les métaux et sur les surfaces des bâtiments. • La libération doit être approuvée par le Service de radioprotection de l'exploitant et par un organisme d'inspection indépendant agréé 	<ul style="list-style-type: none"> • Moniteur de contamination de surface. • Prélèvement d'échantillons et analyse en laboratoire.
Espagne	<ul style="list-style-type: none"> • AQ par examens internes des mesures en vue de la libération et par des analyses dans des laboratoires indépendants. 	<ul style="list-style-type: none"> • Métaux : moniteurs de contamination portatifs, compteurs avec détecteurs spectrométriques, prélèvement d'échantillons et évaluation en laboratoire, larges détecteurs de sorties des sites. • Bâtiments, gravats : spectrométrie gamma <i>in situ</i> (ISOCS), prélèvement d'échantillons et évaluation en laboratoire

Pays	Procédure	Techniques de mesure
États-Unis	<ul style="list-style-type: none"> • La libération de matériaux présentant une radioactivité volumique provenant de réacteurs est possible si aucune activité résultant d'une pratique autorisée supérieure aux niveaux du bruit de fond de rayonnement n'est détectée. • La tracabilité est requise. 	<ul style="list-style-type: none"> • Directives figurant dans NUREG-1761 "Radiological Surveys for Controlling Release of Solid Materials" (Études radiologiques en vue de contrôler la libération de matériaux solides). • Moyens de détection dans le guide de réglementation « Regulat. Guide 1.86 »
Finlande	<ul style="list-style-type: none"> • Ferrailles provenant de la centrale nucléaire d'Olkiluoto classées en trois catégories : non contaminées/faiblement contaminées en surface/ fortement contaminées en surface. 	<ul style="list-style-type: none"> • Appareils de détection de contamination surfacique. • Épreuves de contamination par frottis à sec et par voie acide.
Japon	<ul style="list-style-type: none"> • Vérifications exécutées par l'autorité compétente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Appareils de détection de contamination surfacique de divers types. • Dispositifs de mesure spécifiques pour plateaux ou paniers. • Profondeurs de pénétration au niveau des surfaces des bâtiments déterminées par le prélèvement d'échantillons.
Pays-Bas	<ul style="list-style-type: none"> • Pas d'informations spécifiques pour la centrale nucléaire de Dodewaard 	<ul style="list-style-type: none"> • Principalement moniteurs de contamination portatifs
République slovaque	<ul style="list-style-type: none"> • Chaque article est mesuré. • L'homogénéité de l'activité dans les fûts / les conteneurs est vérifiée. • Procédures d'AQ visant les mesures. 	<ul style="list-style-type: none"> • Moniteurs de contamination portatifs. • Installation de mesure en vue de la libération (dans un conteneur ISO transportable) = moniteur d'activité moyenne, système de spectrométrie gamma.

Pays	Procédure	Techniques de mesure
République tchèque		<ul style="list-style-type: none"> • Caractérisation par prélèvement d'échantillons et analyse en laboratoire. • Moniteurs de contamination portatifs, spectrométrie gamma <i>in situ</i>, moniteurs d'activité moyenne
Royaume-Uni	<ul style="list-style-type: none"> • AQ par examens internes des mesures en vue de la libération dans le cadre de l'UKAEA. • Profondeur de pénétration à la surface des bâtiments déterminée à partir du prélèvement d'échantillons. 	<ul style="list-style-type: none"> • Moniteurs de contamination portatifs, spectrométrie gamma <i>in situ</i>, prélèvement d'échantillons et évaluation en laboratoire. • Moniteurs à larges portes pour le contrôle des camions à titre de vérification pour garantie finale.
Suède	<ul style="list-style-type: none"> • AQ par contrôle interne de la qualité et inspections effectuées par la SSI. détermination de la profondeur de pénétration à la surface des bâtiments, pour l'ACL/ACF < 1 mm. 	<ul style="list-style-type: none"> • Métaux : moniteurs de contamination portatifs, échantillons prélevés par frottis, mesures par spectrométrie gamma sur l'ensemble de l'objet ou sur des échantillons. • Bâtiments : moniteurs de contamination portatifs, échantillons prélevés par frottis et mesures par spectrométrie gamma (ISOCS). Profondeur de pénétration admise en hypothèse : 1 mm pour 80 % de l'activité et 10 mm pour 20 % de l'activité.

4.8 Alternatives à la libération

Le questionnaire comportait également des questions relatives aux solutions possibles de rechange à la libération, telle que le recours à des sites spéciaux de stockage définitif pour déchets de très faible activité (TFA), le recyclage dans l'industrie nucléaire et l'entreposage provisoire à des fins de décroissance. Les réponses sont récapitulées dans le tableau 4.13.

Tableau 4.13 **Aperçu général des solutions possibles de rechange à la libération**

Pays	Sites spéciaux de stockage définitif pour DTFA	Recyclage dans l'industrie nucléaire	Entreposage provisoire pour décroissance
Allemagne	Non.	Oui, par exemple à Siempelkamp (Allemagne) ou à Studsvik (Suède) ; en cours.	Oui, par exemple installation d'entreposage provisoire à la centrale nucléaire de Greifswald.
Belgique	Non.	Utilisé dans certains cas, fusion dans des installations à l'étranger.	Uniquement matières à courte période, par exemple secteur médical.
Espagne	en cours d'aménagement sur le site de stockage définitif de El Cabril (jusqu'à 130 000 m ³) pour des déchets comportant moins de ~100 Bq/g d'activité β/γ .	72 t de ferrailles contaminées ont été expédiées à Duratek (États-Unis).	Non.
États-Unis	Proposition d'un concept à plusieurs niveaux : 1. Évacuation dans des décharges contrôlées réglementées par l'EPA [<i>Environmental Protection Agency</i>] ou par les États ; 2. Réutilisation dans un ensemble d'applications prédéfinies (en l'espèce, béton dans la construction de plates-formes routières et réutilisation d'outils et matériels) ; ou 3. Autres modes d'élimination si étayés par une analyse propre à chaque cas et par l'approbation des procédures proposées.	Sujet non mentionné dans la réponse au questionnaire.	Sujet non mentionné dans la réponse au questionnaire.

Tableau 4.13 Aperçu général des solutions possibles de rechange à la libération (Suite)

Pays	Sites spéciaux de stockage définitif pour TFA	Recyclage dans l'industrie nucléaire	Entreposage provisoire pour décroissance
Finlande	Non.	Non.	Sur le site d'Olkiluoto site dans le cas de grands composants pour atteindre par décroissance les seuils pour le stockage ou la libération.
Japon	Non.	Non.	non
Pays-Bas	Non.	–	–
République slovaque	Non. la catégorie des TFA n'est pas définie.	Non.	Exécutée pour des radionucléides ayant une période < 60 jours.
République tchèque	Non.	Pas pratiqué, pas prévu pour les projets de déclasserment.	Actuellement non envisagé.
Royaume-Uni	Non.	Non.	Non. La détention de matériaux est limitée à 3 mois avant qu'une autorisation de l'Agence de l'environnement (UKAEA) ne soit requise.
Suède	Enfouissement à faible profondeur dans le sol à Studsvik, dans les centrales nucléaires de Forsmark, d'Oskarshamn et de Ringhals ; max. 300 kBq/kg de nucl. dont $T_{1/2} > 5$ ans, < 1‰ d'activité α . SFR-1 : dépôt géologique en surface de DFMA à Forsmark.	Option non utilisée.	Entreposage de lingots provenant de la fonderie à Studsvik jusqu'à ce que la libération soit possible.

5. Évaluation des données

5.1 Pratique en matière de libération

En général, les réponses au questionnaire ont montré que la soustraction des métaux, des gravats ou des bâtiments au contrôle réglementaire est traitée par tous les pays comme une « libération » au sens défini par l'AIEA. Cela

signifie que la libération des métaux, des gravats ou des bâtiments est liée à une dose personnelle triviale, pour laquelle la plupart des pays utilisent 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ comme valeur de référence. Seuls les États-Unis font état d'une dose de 20 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ comme valeur de référence pour l'établissement des seuils de libération. Cependant une dose de cette valeur doit aussi être considérée comme insignifiante et correspond donc à la notion de libération.

Cette convergence de vues concernant la libération des métaux, des gravats ou des bâtiments contraste avec ce que l'on observe pour la libération des sites, où la fourchette des doses utilisée pour déterminer les seuils de libération, varie de 10 à environ 300 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

5.2 *Seuils de libération*

Les valeurs numériques des seuils de libération ont été déterminées à partir d'un certain nombre de recommandations internationales et d'études propres à certains pays. Lorsque l'on compare les valeurs indiquées dans les différents tableaux de la section 4.2, il est possible de formuler les observations suivantes :

- Table 4.2 : Seuils massiques de libération pour les métaux : certains pays n'utilisent qu'un seul ensemble de seuils de libération pour les métaux, autrement dit pour la libération inconditionnelle (toute finalité), alors que d'autres pays ont exécuté des études dans lesquelles ont été déterminés les seuils de libération visant la fusion. Dans ce dernier cas, le métal "libéré" ne doit pas être directement réutilisé car cela pourrait conduire à une exposition supérieure. En Allemagne, les deux ensembles de valeurs peuvent s'appliquer, selon la décision de l'exploitant. Lorsque l'on compare les ensembles de seuils de libération pour la libération inconditionnelle, il existe généralement une bonne concordance entre les valeurs afférentes à la plupart des nucléides pertinents (^{60}Co , ^{137}Cs , ^{90}Sr émetteurs alpha), alors que des différences plus importantes sont observées pour les émetteurs bêta de faible intensité, en particulier ^3H et ^{14}C .
- Table 4.3 : La comparaison des seuils surfaciques de libération pour les métaux révèle des différences beaucoup plus marquées pour les nucléides les plus pertinents (^{60}Co , ^{137}Cs , ^{90}Sr , émetteurs alpha) que dans le cas des seuils massiques. La raison en est peut-être que ces valeurs n'ont pas été tirées, dans tous les cas, d'études ou de recommandations internationales, mais ont été empruntées au cadre réglementaire existant sans les adapter aux modèles radiologiques décrivant la libération.

- Table 4.4 : Comme pour les métaux, il existe différents ensembles de seuils massiques de libération pour les gravats ou les bâtiments selon la destination du matériau. En général, il existe des seuils de libération inconditionnelle et des seuils de libération visant l'évacuation du matériau dans une décharge contrôlée classique. L'Allemagne a même introduit deux ensembles de seuils de libération inconditionnelle, l'un pour les quantités inférieures à 1 000t/an par producteur de déchets, l'autre pour les quantités supérieures.
- Table 4.5 : Seul un petit nombre de pays a déterminé des seuils de libération pour les surfaces de bâtiments. Dans les pays européens, les valeurs ont été tirées directement de la recommandation RP 113 de la Commission européenne alors que les États-Unis ont déterminé leurs propres valeurs.

5.3 Relation entre les seuils de libération et les valeurs d'exemption

Les Pays-Bas sont le seul pays à avoir signalé qu'il n'existe pas de différences fondamentales dans les concepts de libération et d'exemption et donc que les seuils de libération et les valeurs d'exemption devraient être numériquement égaux. Le raisonnement est le suivant :

« On considère qu'il est conceptuellement injustifiable d'utiliser des valeurs différentes pour des matières identiques lorsque ces dernières sont soustraites au contrôle réglementaire. Cela revêt de l'importance dans toutes les situations dans lesquelles il y a lieu d'envisager une réutilisation et/ou un recyclage. »

Les autres pays traitent la libération et l'exemption comme deux concepts différents, comme cela est stipulé dans Normes fondamentales de sûreté pour la radioprotection de l'AIEA ou de l'UE. En particulier, le fait que les niveaux d'exemption ont été conçus pour de petites quantités ou des quantités modérées de l'ordre de quelques tonnes les rend propres à être utilisés pour de grandes quantités issues par exemple du déclassement d'installations nucléaires. C'est la raison pour laquelle ces pays, qui ont mis en place des seuils de libération, soit appliquent des recommandations internationales (se reporter à la section 4.2 pour un aperçu général), soit ont déterminé ces seuils dans des études propres au pays considéré.

5.4 Techniques de mesure

On peut observer une convergence notable entre les techniques de mesure utilisées dans les différents pays. Les techniques de mesure communes sont les suivantes :

- Pour les mesures préliminaires, telles que la détermination des spectres types ou des facteurs de corrélation (voir section 5.5), la technique couramment utilisée est le prélèvement d'échantillons et l'analyse en laboratoire à l'aide de méthodes de spectrométrie gamma et d'analyse radiochimique. En outre, on a recours à la spectrométrie gamma *in situ*.
- Pour les mesures en vue de la libération finale, il a souvent été fait état d'appareils de détection de contamination surfacique, de spectromètres gamma *in situ*, de moniteurs d'activité moyenne de divers types, de même que du prélèvement d'échantillons et de l'analyse en laboratoire. Les instruments disponibles sur le marché offrent un choix satisfaisant pour tous les aspects de la libération.

Il n'a pas été fait mention de problèmes particuliers en ce qui concerne les mesures.

5.5 Utilisation de spectres types (empreintes radiologiques) ou de facteurs de corrélation

L'idée consistant à établir des facteurs de corrélation entre des nucléides primordiaux faciles à mesurer tels que le ^{60}Co , le ^{137}Cs etc. pour les nucléides émetteurs β/γ et le ^{241}Am pour les nucléides émetteurs α et des nucléides difficiles à mesurer tels que ^{90}Sr , ^{63}Ni , ^3H , ^{14}C et d'autres émetteurs α , est largement appliquée. Dans certains pays, cette idée est approfondie et aboutit à la définition de spectres types permettant d'établir les pourcentages d'activité de tous les nucléides intervenant dans une contamination ou activation, sur la base de mesures visant un nombre suffisants d'échantillons. Alors que le recours aux facteurs de corrélation est essentiel et convient aux cas dans lesquels, par exemple, la spectrométrie gamma *in situ* est utilisée comme méthode de mesure, l'usage des spectres types permet aussi d'interpréter correctement les résultats de mesures dans lesquelles seule l'activité β ou γ totale est mesurée.

5.6 Procédures de libération

La description des procédures de libération a été traitée tout à fait différemment dans les diverses réponses au questionnaire. En général, il n'a été fait mention d'aucun problème fondamental visant l'exécution des mesures en vues de la libération. Il a été souligné qu'un certain nombre de mesures d'assurance de la qualité sont en place, telles que des procédures d'examen interne ou l'exécution de mesures indépendantes par des experts agissant pour le compte des autorités compétentes.

5.7 Libération et échanges internationaux

La question de l'interdépendance de la libération et des échanges internationaux n'a été abordée que par les États-Unis, optant pour des seuils de libération convenus au plan international. Cet aspect devrait être considéré compte tenu du fait que la plupart des seuils de libération s'appliquant à des métaux (qui constituent le type de matériau offrant les perspectives les plus intéressantes pour les échanges internationaux) présentent une bonne concordance. En outre, l'activité résiduelle présente sur les articles libérés n'épuise jamais complètement les seuils massiques ou surfaciques de libération, mais se situe d'ordinaire en dessous de 30 %, dans la plupart des cas même en dessous de 10 % des seuils de libération. Il s'ensuit qu'il est fort peu probable qu'un article libéré ne soit jamais considéré comme radioactif dans un autre pays.

LES ÉDITIONS DE L'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE