

CENTRE D'ETUDE SUR L'EVALUATION
DE LA PROTECTION DANS LE DOMAINE NUCLEAIRE



RAPPORT N°307

**REGLEMENTATION ET PRATIQUES
EN MATIERE DE GESTION DES
DECHETS RADIOACTIFS DE
TRES FAIBLE ACTIVITE**

*C. BADAJOZ, F. DROUET,
L. VAILLANT, T. SCHNEIDER*

Novembre 2009

N° de commande AREVA : 40024715

RESUME

Compte tenu de l'augmentation attendue du nombre des opérations de démantèlement au cours des prochaines années, une réflexion prospective sur le devenir des déchets, et plus particulièrement sur les déchets de faible et très faible activité (TFA), est engagée afin d'évaluer les différents modes de gestion possibles en tenant compte des contextes nationaux. A la demande d'AREVA, le CEPN a réalisé une étude visant à analyser les recommandations des organisations internationales et les réglementations de plusieurs pays en matière de gestion des déchets radioactifs de faible activité, en s'intéressant en particulier aux pratiques en matière de libération et recyclage de matériaux TFA.

L'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) et la Commission Européenne ont émis des recommandations concernant les modalités de libération des matériaux très faiblement contaminés par des radionucléides. Ces organisations préconisent l'utilisation de seuils de libération basés sur les critères dosimétriques suivants : dose individuelle maximale de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, dose collective maximale de 1 homme.Sv/an. Des scénarios d'exposition spécifiques permettent de dériver de ces critères des seuils de libération spécifiques (en activité massique - Bq/g - ou surfacique - Bq/cm²) pour chaque radionucléide. Des recommandations sur les modalités pratiques de libération et de traçabilité sont également proposées par ces organismes.

Depuis une décennie, plusieurs pays ont intégré dans leur réglementation la possibilité de libération des matériaux faiblement radioactifs. Cela coïncide avec la publication par l'AIEA et la Commission Européenne de nouvelles normes de base en radioprotection (BSS) en 1996, qui précisent cette notion. Ces modifications des réglementations nationales s'inscrivent dans une volonté d'harmonisation des pratiques entre les pays en matière de libération, mais aussi et surtout dans un contexte d'augmentation des flux de déchets de faible activité, notamment par le développement des démantèlements d'installations nucléaires. En parallèle, l'augmentation du prix des matières premières et les questions récurrentes de développement durable incitent les autorités nationales à trouver des filières de gestion de ces déchets favorisant leur réutilisation.

Les pays ayant fait le choix d'introduire dans leur réglementation la possibilité de libérer des matériaux faiblement contaminés s'appuient systématiquement sur les critères de doses recommandés par les organisations internationales (AIEA et Commission Européenne).

Dans la majorité des cas, des seuils de libération en activité massique ou surfacique sont également proposés dans la réglementation. Ces seuils sont soit directement repris des recommandations internationales (en particulier le RS-G-1.7 de l'AIEA), soit dérivés des critères de dose en s'appuyant sur des scénarios spécifiques définis par les autorités nationales. En particulier, la réglementation allemande propose sept seuils de libération en activité massique pour chaque radionucléide selon le type de matériaux et l'utilisation ultérieure des matières. Ainsi, les seuils de libération peuvent différer entre les pays, même si, pour un radionucléide donné, les ordres de grandeur restent globalement les mêmes. Enfin, il faut noter que, quasi systématiquement, la réglementation laisse la liberté aux opérateurs de proposer, après accord des autorités, leurs propres seuils de libération en s'appuyant sur des scénarios spécifiques adaptés à leur situation.

La politique de gestion des déchets TFA issus du démantèlement d'installations nucléaires aux Etats-Unis et au Royaume-Uni ne s'appuie pas sur des seuils de libération. Des réflexions sont néanmoins en cours afin de définir la stratégie de gestion la mieux adaptée. Ainsi, aux Etats-Unis, l'Académie Nationale des Sciences préconise une politique de gestion s'appuyant sur l'évaluation du risque radiologique et non directement sur l'origine des matières et déchets TFA. Au Royaume-Uni, sous l'impulsion de l'Autorité nationale du démantèlement (NDA), le recyclage de matériaux TFA devient possible, sous conditions.

La France a fait le choix de ne pas introduire une libération systématique des matériaux. Aucun critère de dose ou seuil n'est défini pour la libération des matériaux TFA, même si une libération est théoriquement possible au cas par cas. Dans la pratique, l'Autorité de sûreté nucléaire ne souhaite pas autoriser une filière de libération dans le domaine public. Une libération au sein de la filière nucléaire après traitement dans une installation conventionnelle est envisageable. Une telle filière existe par exemple pour le recyclage de plomb issu d'installations nucléaires.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	1
2. RECOMMANDATIONS DES ORGANISATIONS INTERNATIONALES	3
2.1. Les recommandations de l’AIEA	3
2.1.1. Les normes de bases (BSS)	3
2.1.2. Le guide technique 855	4
2.1.3. Le guide de sûreté RS-G-1.7	4
2.1.4. Types de scénarios utilisés pour la dérivation des seuils de libération	5
2.2. Les recommandations de la Commission Européenne	7
2.2.1. La Directive 96/29/EURATOM	7
2.2.2. Radiation Protection 89 - Recyclage des métaux	8
2.2.3. Radiation Protection 113 - Libération des bâtiments et gravats	12
2.2.4. Radiation Protection 122 - Seuils de libération inconditionnelle	13
2.2.5. Réflexions en cours pour la révision des BSS de la Commission Européenne	15
3. REGLEMENTATIONS ET PRATIQUES NATIONALES	17
3.1. Allemagne	17
3.1.1. Le contexte allemand	17
3.1.2. L’ordonnance de radioprotection	17
3.1.3. Utilisation de seuils de libération spécifiques à une situation	21
3.1.4. Types de mesures utilisées	22
3.1.5. Retour d’expérience des chantiers de démantèlement en Allemagne	23
3.2. Etats-Unis	23
3.2.1. Contexte	23
3.2.2. Le NUREG 1640	24
3.2.3. Le NUREG 1761	26
3.2.4. Politique de la NRC en matière de libération	27
3.2.5. Libération de matériaux à la centrale de Big Rock Point	30

3.3. Royaume-Uni	30
3.3.1. Contexte	30
3.3.2. Définitions	31
3.3.3. Gestion des déchets de faible activité	32
3.3.4. Réflexions sur le recyclage des déchets solides de faibles activités (SLLW)	33
3.3.5. Synthèse	35
3.4. Suède	36
3.4.1. Réglementation pour la libération des déchets issus des installations nucléaires	36
3.4.2. Exemple de libération de matériaux et bâtiments lors du démantèlement d'installations nucléaires	37
3.4.3. Évolution de la réglementation en matière de libération	38
3.5. Espagne	40
3.5.1. Contexte réglementaire	40
3.5.2. Exemple du démantèlement de la centrale nucléaire de Vandellos 1	41
3.6. Canada	44
3.6.1. La réglementation jusqu'en 2008	44
3.6.2. Le processus d'évolution de la réglementation	44
3.6.3. La nouvelle réglementation	45
3.7. Slovaquie	46
3.7.1. Contexte réglementaire	46
3.7.2. Exemple du démantèlement de la centrale nucléaire Jaslovske Bohunice A-1	47
3.8. Belgique	49
3.8.1. Réglementation actuelle	49
3.8.2. Démantèlement du réacteur BR3	49
3.9. Japon	51
3.9.1. Le contexte au Japon	51
3.9.2. La réglementation actuelle	52
3.9.3. Mise en œuvre de la réglementation	53

4. SITUATION FRANCAISE	55
4.1. Contexte réglementaire	55
4.1.1. Exemption	55
4.1.2. Libération	55
4.2. Le Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs (PNGMDR)	56
4.2.1. Contexte	56
4.2.2. Le cas des déchets TFA	56
5. CONCLUSION	59
ANNEXE. LIMITES DU CALCUL DE SEUILS DE LIBERATION - CAS DE LA SUEDE	61
REFERENCES	65

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Seuils d'exemption issus des BSS de l'AIEA	3
Tableau 2.	Comparaison des seuils de libération inconditionnelle proposés par l'AIEA (TECDOC-855, RS-G-1.7)	5
Tableau 3.	Seuils d'exemption de la Directive 96/29/EURATOM de la Commission Européenne	8
Tableau 4.	Exemples de seuils de libération proposés par la Commission Européenne pour le recyclage des métaux	8
Tableau 5.	Exemples de seuils de libération proposés par la Commission Européenne pour la démolition ou la réutilisation des bâtiments	12
Tableau 6.	Exemples de seuils proposés par la Commission Européenne pour la libération inconditionnelle des matériaux solides	14
Tableau 7.	Exemples de seuils de libération inconditionnelle définis dans le Radiation Protection Ordinance	20
Tableau 8.	Exemples de seuils de libération conditionnelle définis dans le RPO	20
Tableau 9.	Dose efficace (EDE) normalisée pour différents matériaux (source : NUREG 1640, Table 2.1)	25
Tableau 10.	Niveaux de contamination surfacique acceptables (Regulatory Guide 1.86)	29
Tableau 11.	Quantités de matériaux pouvant être libérés durant le démantèlement de Vandellos 1	42
Tableau 12.	Exemples de seuils de libération inconditionnelle utilisés pour le démantèlement de Vandellos 1	42

Tableau 13.	Exemples de seuils de libération conditionnelle générique utilisés pour le recyclage des métaux lors du démantèlement de Vandellos 1	43
Tableau 14.	Exemple de seuils de libération conditionnelle générique utilisés pour la réutilisation ou la démolition des bâtiments lors du démantèlement de Vandellos 1	43
Tableau 15.	Exemples de seuils de libération proposés dans la nouvelle réglementation canadienne	46
Tableau 16.	Classes de radionucléides définies dans la réglementation suédoise	46
Tableau 17.	Seuils de libération pour tout type de matériau en Slovaquie	47
Tableau 18.	Exemples de seuils de libération massique utilisés pour la libération des métaux lors du démantèlement de Bohunice A-1	47
Tableau 19.	Exemples de seuils de libération massique utilisés pour la libération des bâtiments et des gravats lors du démantèlement de Bohunice A-1	48
Tableau 20.	Seuils de libération en Belgique pour les matériaux solides	49
Tableau 21.	Estimation de la quantité de matériaux et déchets générés par le démantèlement d'un réacteur à eau bouillante au Japon	51
Tableau 22.	Estimation de la quantité de matériaux et déchets générés par le démantèlement d'un réacteur à eau pressurisée	52
Tableau 23.	Estimation de la quantité de matériaux et déchets générés par le démantèlement d'un réacteur graphite-gaz	52

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Exutoires possibles pour les ferrailles et scénarios d'exposition associés pour la dérivation des seuils de libération	9
Figure 2.	Exutoires possibles pour les matériaux en cuivre et alliage de cuivre et scénarios d'exposition associés pour la dérivation des seuils de libération	10
Figure 3.	Exutoires possibles pour les matériaux en aluminium et alliage d'aluminium et scénarios d'exposition associés pour la dérivation des seuils de libération	11
Figure 4.	Exutoires possibles pour les bâtiments et gravats, utilisés comme base pour la détermination des scénarios permettant de dériver les seuils de libération	13
Figure 5.	Logigramme pour la libération des matériaux solides (source : NUREG 1761)	26
Figure 5.	Logigramme pour la libération des matériaux solides (source : NUREG 1761) - (suite)	27

1. INTRODUCTION

Compte tenu de l'augmentation attendue du nombre des opérations de démantèlement au cours des prochaines années, une réflexion prospective sur le devenir des déchets, et plus particulièrement sur les déchets de faible et très faible activité (TFA), est engagée afin d'évaluer les différents modes de gestion possibles en tenant compte des contextes nationaux.

Ce rapport a pour objectif d'analyser les recommandations des organisations internationales et les réglementations de plusieurs pays en matière de gestion des déchets radioactifs de faible activité, en s'intéressant en particulier aux pratiques en matière de libération et de recyclage de matériaux TFA.

L'Agence Internationale de l'Energie Atomique et la Commission Européenne ont émis des recommandations concernant les modalités de libération des matériaux très faiblement contaminés par des radionucléides. Ces organisations préconisent l'utilisation de seuils de libération basés sur les critères dosimétriques suivants : dose individuelle maximale de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, dose collective maximale de 1 homme.Sv/an. Des scénarios d'exposition spécifiques permettent de dériver de ces critères des seuils de libération spécifiques pour chaque radionucléide. Des recommandations sur les modalités pratiques de libération et de traçabilité sont également proposées par ces organismes.

En Europe, de nombreux pays, comme l'Allemagne ou la Suède ont mis en œuvre ces recommandations en se basant généralement sur les mêmes critères dosimétriques, mais avec des seuils de libération spécifiques s'appuyant sur leurs propres scénarios d'exposition. Les seuils de libération ainsi fixés dépendent du radionucléide, du type de matériau concerné (métaux, gravats, sols, etc.), mais aussi du devenir du matériau à l'issue de la libération (réutilisation, recyclage, stockage en décharge conventionnelle, etc.).

La politique de gestion des déchets TFA issus du démantèlement d'installations nucléaires aux Etats-Unis et au Royaume-Uni ne s'appuie pas sur des seuils de libération. Des réflexions sont néanmoins en cours afin de définir la stratégie de gestion la mieux adaptée. Ainsi, aux Etats-Unis, l'Académie Nationale des Sciences préconise une politique de gestion s'appuyant sur l'évaluation du risque radiologique et non directement sur l'origine des matières et déchets TFA. Au Royaume-Uni, sous

l'impulsion de l'Autorité nationale du démantèlement (NDA), le recyclage de matériaux TFA devient possible, sous conditions.

Ce rapport comporte deux parties distinctes. Dans un premier temps, les recommandations de l'AIEA et de la Commission Européenne sont décrites, puis dans un deuxième temps, les situations réglementaires en Allemagne, aux Etats-Unis, au Royaume-Uni, en Suède et en Espagne sont analysées en détail (dans la mesure des données disponibles). Les réglementations canadienne et slovaque sont brièvement décrites. Des applications pratiques des réglementations nationales sont également présentées.

Dans la suite du rapport, les termes *exemption* et *libération* seront respectivement utilisés avec les sens suivants :

- L'exemption est une dérogation à la règle générale soumettant à autorisation ou déclaration les activités humaines impliquant des sources de rayonnements ionisants. Les pratiques exemptées ne sont donc pas soumises à contrôle. Des seuils d'exemption, exprimés en activité (Bq) et en concentration d'activité (Bq/g) sont généralement définis.
- La libération inconditionnelle est la sortie automatique, sans autorisation particulière ni contrôle ultérieur, de substances radioactives provenant d'une activité humaine elle-même sous contrôle, dès lors que le niveau de radioactivité de ces substances est inférieur à un seuil.
- La libération conditionnelle diffère de la libération inconditionnelle par le fait qu'un contrôle sur la destination finale du matériau et sur son utilisation ultérieure est exercé.

2. RECOMMANDATIONS DES ORGANISATIONS INTERNATIONALES

2.1. Les recommandations de l'AIEA

2.1.1. Les normes de bases (BSS)

Dans les BSS de 1996 [1], l'AIEA définit le concept d'exemption de pratiques et de sources issues de pratiques, ainsi que le concept de libération de matériaux solides ou liquides.

Des seuils d'exemption spécifique à chaque radionucléide sont recommandés pour des quantités modérées de matériaux. Ces seuils (voir Tableau 1), exprimés en concentration d'activité massique et en activité totale, s'appuient sur les critères de dose suivants :

- Dose individuelle maximale pour tout membre du public de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$,
- Dose collective maximale de 1 homme.Sv/an.

Selon la définition donnée par les BSS de l'AIEA, une source radioactive peut être exemptée si l'un des seuils d'exemption (activité totale en Bq ou concentration d'activité en Bq/g - voir Tableau 1) est respecté, sans limite en masse.

Tableau 1. Seuils d'exemption issus des BSS de l'AIEA

Radionucléide	Concentration d'activité (Bq/g)	Activité totale (Bq)
^3H	1.10^6	1.10^9
^{99}Tc	1.10^4	1.10^7
^{55}Fe	1.10^4	1.10^6
^{241}Pu	1.10^2	1.10^5
^{137}Cs	10	1.10^4
^{60}Co	10	1.10^5
^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U	10	1.10^4
^{239}Pu , ^{241}Am	1	1.10^4

Les BSS évoquent la possibilité de libérer des matériaux sans pour autant définir de seuil de libération, et laissent la liberté aux différents pays de définir de tels seuils. Cependant, l'AIEA indique que les seuils de libération doivent prendre en compte les seuils d'exemption recommandés et que, dans tous les cas, les seuils de libération ne

doivent pas dépasser ces seuils d'exemption. Enfin, il est précisé que pour des quantités importantes de matériaux¹, les autorités nationales peuvent imposer des conditions supplémentaires pour la libération du fait du critère de dose collective maximale annuelle, qui limite de fait la quantité pouvant être libérée chaque année.

2.1.2. Le guide technique 855

En parallèle des BSS, l'AIEA a publié en 1996 un guide technique détaillant l'application du concept de libération (TECDOC 855) [2]. Dans ce guide, l'AIEA précise notamment les concepts de libération inconditionnelle (aucune restriction sur la destination finale du matériau après libération, pas d'obligation de traçabilité) et de libération conditionnelle (réutilisation ou exutoire défini, obligation de traçabilité). Cependant, l'AIEA ne donne que des valeurs de seuils de libération inconditionnelle.

Les mêmes critères de dose que pour l'exemption² ont servi de base pour le calcul de ces seuils de libération. Une analyse de différentes études menées sur des scénarios d'exposition selon l'exutoire de ces matériaux a été réalisée et a permis de proposer une plage de valeurs et une valeur représentative de seuil de libération pour chaque radionucléide (voir Tableau 2).

Enfin, il faut noter qu'aucun seuil de libération en activité surfacique n'est proposé, mais l'AIEA indique qu'en l'absence de recommandation supplémentaire, les seuils de libération en activité surfacique peuvent être fixés aux mêmes valeurs que les seuils de libération en activité massique³.

2.1.3. Le guide de sûreté RS-G-1.7

En 2004, l'AIEA a publié un guide de sûreté proposant de nouveaux seuils d'exemption et de libération applicables à de larges quantités de matériaux [3], contrairement aux valeurs proposées en 1996 dans les BSS et le guide technique 855. Ces seuils sont valables indifféremment pour l'exemption des pratiques ou pour la libération des matériaux (voir Tableau 2), l'AIEA précisant que les modalités pratiques pour la différenciation entre libération et exemption devront être mises en place au niveau

¹ Les BSS ne quantifie pas la notion de "quantité importante de matériaux".

² Dose individuelle maximale de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et dose collective maximale de 1 homme.Sv/an.

³ Par exemple, si le seuil de libération en activité massique est fixé à 10 Bq/g pour un radionucléide, le seuil de libération en activité surfacique de 10 Bq/cm² pourra être utilisé pour ce même radionucléide.

national. En pratique, on s'aperçoit que le plus souvent, les autorités nationales utilisent, comme seuils d'exemption, ceux proposés dans les BSS de 1996, et comme seuils de libération, ceux proposés dans le RS-G-1.7. Enfin, on peut noter que, ces seuils étant valable pour de grandes quantités de matériaux, ils sont nécessairement plus faibles que ceux précédemment proposés par l'AIEA.

Pour un mélange de plusieurs radionucléides, la libération est possible si la relation suivante est vérifiée :

$$\sum_i \frac{C_i}{C_{li}} < 1$$

avec C_i la concentration du radionucléide i , et C_{li} le seuil de libération inconditionnelle du radionucléide.

Tableau 2. Comparaison des seuils de libération inconditionnelle proposés par l'AIEA (TECDOC-855, RS-G-1.7)

Radionucléides	Valeurs représentatives proposées dans le document technique 855 (Bq/g)	Seuils de libération proposés dans le guide de sûreté RS-G-1.7 (Bq/g)
^{55}Fe	300	1000
^3H	3000	100
^{99}Tc	300	1
^{241}Pu	/	10
^{235}U , ^{238}U , ^{234}U	0,3	1
^{233}U , ^{236}U	/	1
^{60}Co , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{241}Am	0,3	0,1

2.1.4. Types de scénarios utilisés pour la dérivation des seuils de libération

Les différents seuils évoqués dans les paragraphes précédents ont été dérivés à partir de plusieurs scénarios conservatifs, décrivant les différents exutoires possibles pour les matériaux sortant du domaine de la réglementation des matières radioactives [4]. Le scénario le plus restrictif est utilisé pour dériver le seuil associé à chaque radionucléide, afin de garantir que, quelle que soit l'utilisation future du matériau, il est possible de garantir (par le calcul) que la dose individuelle maximale induite par la libération de ce matériau n'excédera pas 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Les principaux scénarios considérés sont les suivants⁴ :

- Stockage dans une décharge conventionnelle :
 - Exposition des transporteurs,
 - Exposition des employés de la décharge,
 - Exposition suite à un problème (intrusion ou autre dégradation) sur le site après sa fermeture,
 - Exposition due au transfert de la radioactivité via les eaux souterraines,
 - Exposition suite à un incendie dans la décharge.

- Incinération :
 - Exposition des employés de l'incinérateur,
 - Exposition due à l'émission de radioactivité via la fumée,
 - Exposition induite par les cendres dans une décharge.

- Recyclage (pour les aciers ; des scénarios similaires, mais adaptés à chaque type de matériaux, ont été définis pour les métaux non ferreux et les bétons) :
 - Exposition des transporteurs de la ferraille,
 - Exposition des manutentionnaires de la ferraille,
 - Exposition des travailleurs de la fonderie ou de l'usine de traitement,
 - Exposition du public par l'utilisation du métal recyclé,
 - Exposition due à l'émission de radioactivité lors du processus de recyclage,
 - Exposition suite à l'utilisation des scories.

- Réutilisation :
 - De petits objets,
 - De grands équipements,
 - De bâtiments (rénovation et utilisation).

⁴ Pour chacun de ces scénarios, l'ensemble des voies d'exposition (externe, inhalation, ingestion) est étudié, mais les hypothèses associées peuvent différer.

2.2. Les recommandations de la Commission Européenne

2.2.1. La Directive 96/29/EURATOM

La Commission Européenne propose, dans la Directive 96/29/EURATOM de 1996 [5], des seuils d'exemption (Tableau 3) de pratiques et de sources issues de pratiques en termes d'activité massique et d'activité totale (Tableau A de l'Annexe I). Comme pour l'AIEA, pour la Commission Européenne une source radioactive peut être exemptée si l'un des seuils d'exemption (activité totale en Bq ou concentration d'activité en Bq/g) est respecté, sans limite en masse. Par ailleurs, la possibilité est laissée aux Etats d'exempter une pratique, même si les seuils d'exemption prescrits par la Directive sont dépassés, dès lors que les critères de dose suivants sont respectés :

- La dose individuelle maximale pour tout membre du public est de l'ordre de 10 μ Sv par an ou moins,
- La dose collective annuelle ne dépasse pas 1 homme.Sv.

De plus, « *l'élimination, le recyclage ou la réutilisation* » de substances radioactives ou de matières contenant des substances radioactives résultant d'une pratique soumise à obligation de déclaration ou d'autorisation (i.e. une pratique pour laquelle les seuils d'exemption sont dépassés) « *peuvent être dispensés du respect des exigences de la [...] Directive pour autant qu'ils respectent les seuils de libération⁵ fixés par les autorités compétentes nationales* ». Ainsi, la Directive ne fixe pas de seuils pour la libération des matériaux et laisse la possibilité à chaque Etat de fixer ces seuils, pour autant qu'ils « *respectent les critères de base utilisés à l'annexe I [les critères pour l'exemption] et tiennent compte de toute autre recommandation technique donnée par la Communauté* » (Titre III, Article 5).

La Commission Européenne a également publié plusieurs recommandations techniques qui précisent le concept de libération et proposent des seuils dépendant du type de matériaux et des filières de réutilisation. Ces guides techniques sont présentés dans les paragraphes suivants.

⁵ Définition des seuils de libération d'après la Directive 96/29/EURATOM : « *Valeurs, fixées par les autorités nationales compétentes et exprimées en concentration d'activité et/ou activité totales, auxquelles ou en dessous desquelles les substances radioactives ou les matières contenant des substances radioactives résultant de pratiques soumises à obligation de déclaration ou d'autorisation peuvent être dispensées de se conformer aux exigences de la présente directive* ».

Tableau 3. Seuils d'exemption de la Directive 96/29/EURATOM de la Commission Européenne

Radionucléides	Concentration d'activité (Bq/g)	Activité totale (Bq)
^3H	1.10^6	1.10^9
^{99}Tc	1.10^4	1.10^7
^{55}Fe	1.10^4	1.10^6
^{241}Pu	1.10^2	1.10^5
^{60}Co	10	1.10^5
^{137}Cs	10	1.10^4
^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U	10	1.10^4
^{239}Pu , ^{241}Am	10	1.10^4

2.2.2. Radiation Protection 89 - Recyclage des métaux

Le rapport RP 89 [6] propose des seuils de libération pour le recyclage des métaux provenant du démantèlement des installations nucléaires (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Tableau 4. Exemples de seuils de libération proposés par la Commission Européenne pour le recyclage des métaux

Radionucléides	Seuils de libération spécifique pour le recyclage des métaux (Bq/g)	Seuils de libération spécifique pour une réutilisation directe de pièce de métal (Bq/cm ²)
^3H	1.10^3	1.10^4
^{55}Fe	1.10^4	1.10^3
^{99}Tc	1.10^2	1.10^3
^{241}Pu	10	10
^{236}U	10	1
^{137}Cs	1	10
^{60}Co , ^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U	1	1
^{239}Pu , ^{241}Am	1	0,1

Les seuils sont définis à partir du scénario le plus contraignant en termes de dose. Certaines valeurs retenues sont arrondies comme suit : si la valeur calculée se situe entre 3.10^x et 3.10^{x+1} , le seuil retenu est 10^{x+1} .

Les seuils de libération proposés pour le recyclage des métaux sont dérivés de scénarios spécifiques prenant en compte l'ensemble des exutoires envisageables, les différentes voies d'exposition (exposition externe, inhalation, ingestion, dose à la peau), ainsi que

les populations pouvant être exposées. Trois types de métaux ont été choisis pour définir ces scénarios spécifiques (voir Figure 1, Figure 2 et Figure 3) : le fer, le cuivre, et l'aluminium, métaux prépondérants dans les alliages utilisés dans les installations nucléaires. Pour chaque radionucléide, le scénario le plus pénalisant en termes de dosimétrie est retenu pour dériver le seuil de libération.

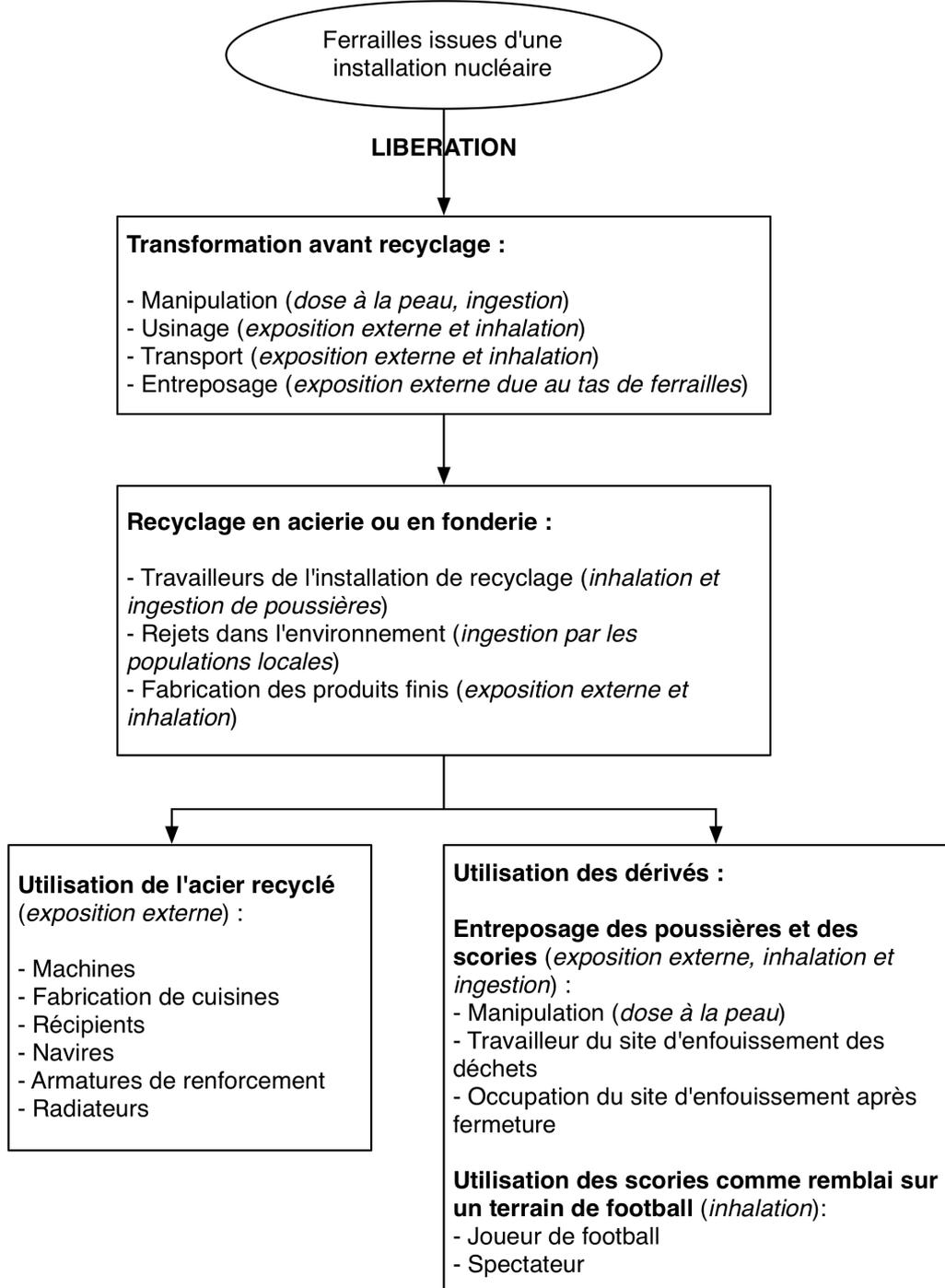


Figure 1. Exutoires possibles pour les ferrailles et scénarios d'exposition associés pour la dérivation des seuils de libération

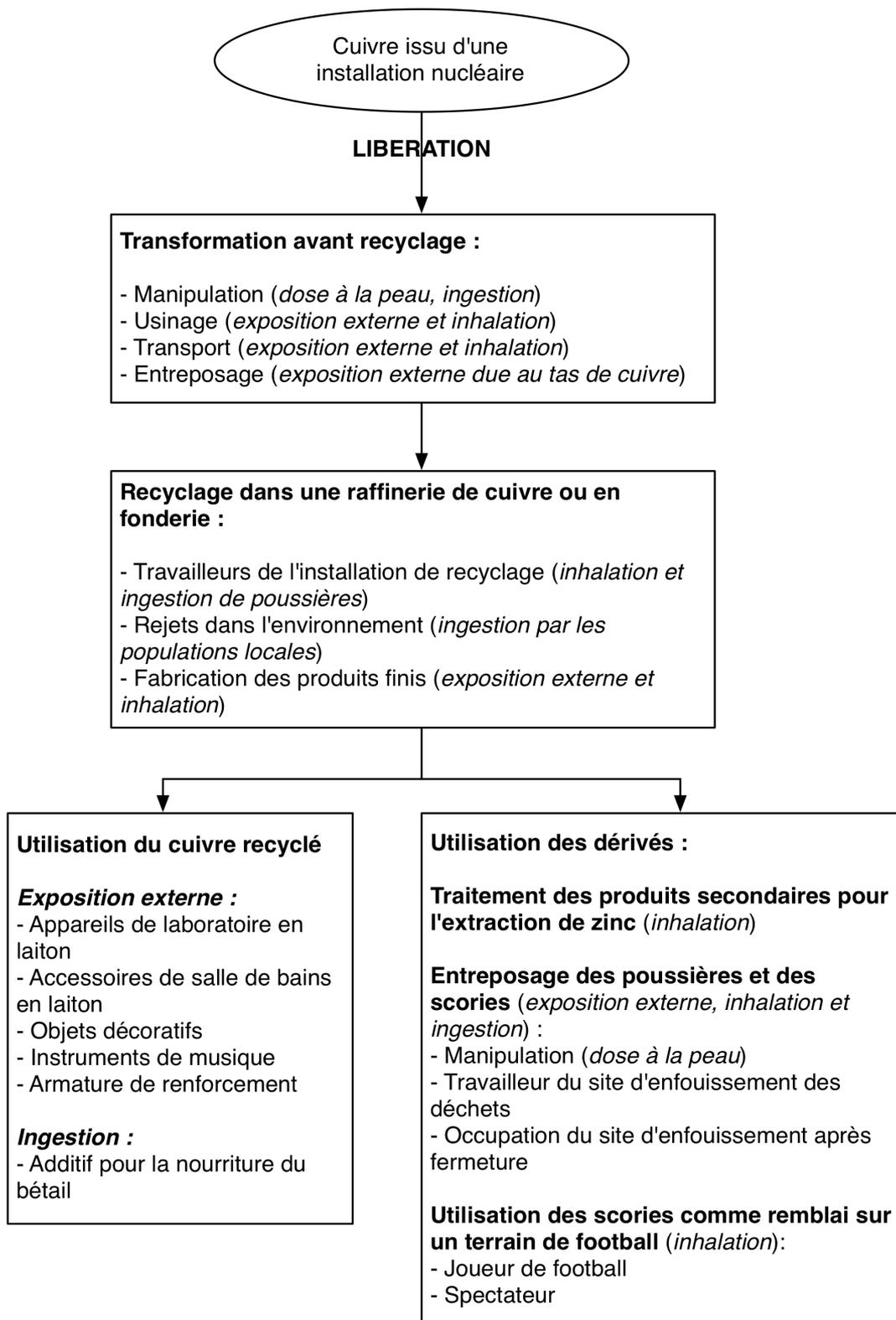


Figure 2. Exutoires possibles pour les matériaux en cuivre et alliage de cuivre et scénarios d'exposition associés pour la dérivation des seuils de libération

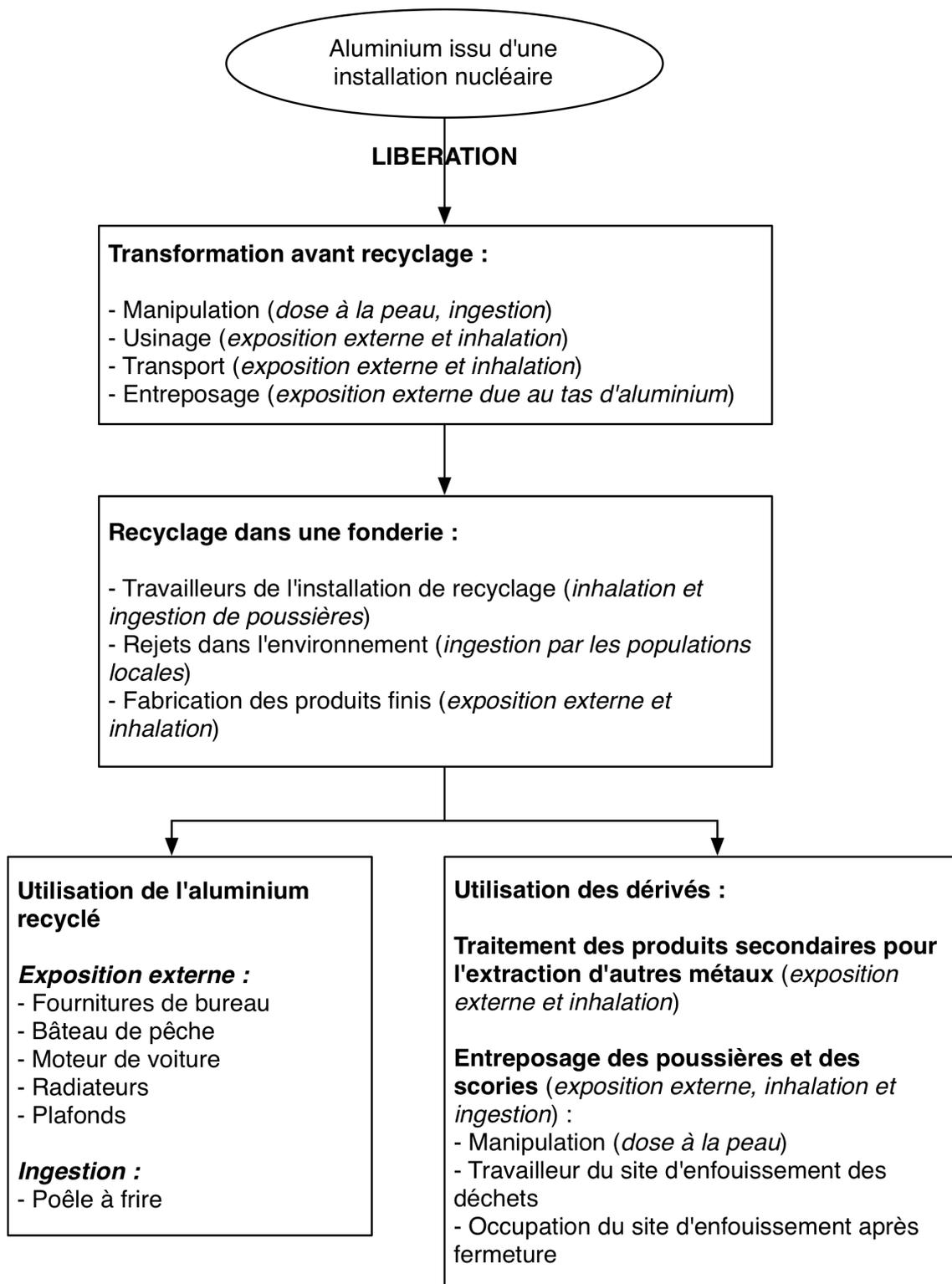


Figure 3. Exutoires possibles pour les matériaux en aluminium et alliage d'aluminium et scénarios d'exposition associés pour la dérivation des seuils de libération

2.2.3. Radiation Protection 113 - Libération des bâtiments et gravats

Le rapport RP 113 [7] propose des seuils de libération massique et surfacique pour la démolition ou la réutilisation des bâtiments (voir Tableau 5). Les seuils de libération surfaciques sont utilisés lorsque la procédure de libération est menée sur les bâtiments toujours en place. Par contre, les seuils de libération massiques ne peuvent être utilisés que pour les gravats dans le cas où la procédure de libération doit être menée une fois les bâtiments démolis.

Tableau 5. Exemples de seuils de libération proposés par la Commission Européenne pour la démolition ou la réutilisation des bâtiments

Radionucléides	Seuils de libération pour la réutilisation ou la démolition de bâtiments (Bq/cm ²)	Seuils de libération pour la démolition des bâtiments (Bq/cm ²)	Seuils de libération pour les gravats (Bq/g)
³ H	1.10 ⁴	1.10 ⁴	1.10 ²
⁵⁵ Fe	1.10 ⁴	1.10 ⁴	1.10 ³
⁹⁹ Tc	1.10 ²	1.10 ²	1
²⁴¹ Pu	10	1.10 ²	1
¹³⁷ Cs, ²³³ U, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁶ U, ²³⁸ U	1	10	1
⁶⁰ Co, ²⁴¹ Am	1	1	0,1
²³⁹ Pu	0,1	1	0,1

Les seuils sont définis à partir du scénario le plus contraignant en termes de dose. Certaines valeurs retenues sont arrondies comme suit : si la valeur calculée se situe entre 3.10^x et 3.10^{x+1} , le seuil retenu est 10^{x+1} .

Les seuils de libération proposés pour les bâtiments et les gravats sont dérivés de scénarios spécifiques prenant en compte l'ensemble des exutoires envisageables (voir Figure 4), les différentes voies d'exposition (exposition externe aux rayonnements γ , inhalation, ingestion, dose à la peau due aux rayonnements β), ainsi que les populations pouvant être exposées (public et travailleurs). Pour chaque radionucléide, le scénario le plus pénalisant en termes de dosimétrie est retenu pour dériver le seuil de libération. Le rapport Radiation Protection 114 présente en détail ces scénarios et les calculs associés [8].

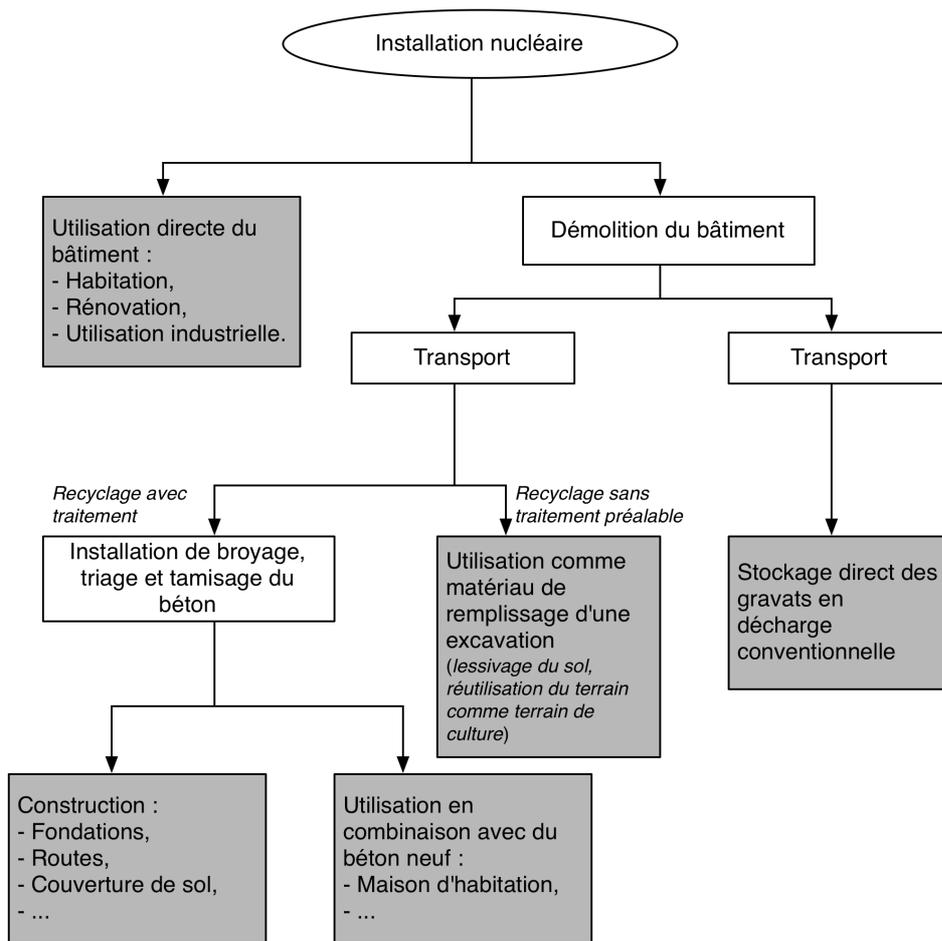


Figure 4. Exutoires possibles pour les bâtiments et gravats, utilisés comme base pour la détermination des scénarios permettant de dériver les seuils de libération

2.2.4. Radiation Protection 122 - Seuils de libération inconditionnelle

Le rapport RP 122 [9] propose des seuils pour la libération inconditionnelle des matériaux solides (voir Tableau 6).

Les scénarios utilisés pour la dérivation de ces seuils de libération sont dits « enveloppants » car ils permettent de couvrir toutes les situations d'exposition (inhalation, ingestion, exposition externe et contamination de la peau). Pour chaque situation d'exposition, le scénario enveloppant le plus restrictif a été retenu pour dériver le seuil de libération de chaque radionucléide afin d'assurer que, quelle que soit l'utilisation future du matériau, la dose individuelle maximale induite par ce matériau n'excédera pas 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

Tableau 6. Exemples de seuils proposés par la Commission Européenne pour la libération inconditionnelle des matériaux solides

Radionucléides	Seuils de libération inconditionnelle (Bq/g)
^3H , ^{55}Fe	1.10^2
^{99}Tc , ^{137}Cs , ^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U , ^{241}Pu	1
^{60}Co , ^{239}Pu , ^{241}Am	0,1

Les seuils sont définis à partir du scénario le plus contraignant en termes de dose. Certaines valeurs retenues sont arrondies comme suit : si la valeur calculée se situe entre 3.10^x et 3.10^{x+1} , le seuil retenu est 10^{x+1} .

Pour l'inhalation, deux scénarios conservatifs ont été choisis pour représenter l'exposition d'un travailleur et l'exposition du public :

- Scénario INH-A : inhalation par un travailleur de poussières provenant d'un matériau contaminé, sur le lieu de travail pendant une année entière (1800 h/an),
- Scénario INH-B : inhalation de poussières par un enfant sur une année entière (8760 h/an). 10% des poussières inhalées proviennent d'un matériau contaminé.

Pour l'ingestion, deux scénarios ont également été retenus :

- Scénario ING-A : un ouvrier travaille dans un environnement où il est possible d'ingérer des matériaux contaminés à hauteur de 20 g/an,
- Scénarios ING-B : un enfant entre 1 et 2 ans joue sur un terre-plein constitué de matériaux libérés et ingère 100 g/an de matériaux contaminés.

Pour l'exposition externe, trois scénarios ont été développés :

- Scénario EXT-A : un ouvrier d'un site d'enfouissement de déchets travaille à temps complet (1800 h/an) et manipule des déchets contenant 10% de matériaux contaminés,
- Scénario EXT-B : un chauffeur de camion transporte des matériaux contaminés pendant 200 h/an,
- Scénario EXT-C : une personne vit 7000 h/an dans une maison construite avec des gravats de bâtiments contaminés.

Pour la contamination de la peau, le scénario suivant a été retenu :

- Scénario peau : un ouvrier qui travaille dans un environnement poussiéreux 1800 h/an, a les avant-bras et les mains (10% de la surface totale du corps) recouverts par une couche de poussières contaminées de 0,01 cm d'épaisseur.

2.2.5. Réflexions en cours pour la révision des BSS de la Commission Européenne

Dans le contexte de la publication des nouvelles recommandations de la CIPR (Publication 103) en 2007 et du processus engagé par l'AIEA pour la révision de ses BSS, la Commission Européenne a, elle aussi, engagé un processus de révision de la Directive 96/29/Euratom, qui devrait aboutir à la publication de nouveaux BSS dans les prochaines années.

En ce qui concerne la gestion des matières faiblement radioactives, la Commission a la volonté de maintenir les concepts d'exemption et de libération, tout en simplifiant ces concepts en adoptant un même jeu de valeurs associé à ces notions [10]. Ainsi, alors que les valeurs en termes d'activité totale pour l'exemption des pratiques ne devraient pas être modifiées, les valeurs en termes de concentration d'activité massique devraient être fixées au même niveau que celle pour la libération des matières. Dans un souci d'homogénéité des recommandations internationales, les valeurs retenues devraient être identiques à celles proposées par l'AIEA⁶ (RS-G-1.7). En résumé, la nouvelle Directive européenne devrait conduire à diminuer les valeurs d'exemption en termes d'activité massique et à proposer des valeurs pour la libération des matières identiques à celles préconisées par l'AIEA.

La Commission Européenne n'a cependant pas l'intention de remettre en cause les valeurs de seuils de libération spécifiques recommandées dans diverses publications (recyclage des métaux dans le RP 89, libération des bâtiments et de gravats dans le RP 113), arguant du fait que ces valeurs sont primordiales lors du démantèlement des installations nucléaires dans un souci de réduction des volumes de déchets radioactifs.

⁶ Il faut noter que les valeurs proposées par l'AIEA sont globalement proches (ou du moins du même ordre de grandeur) de celles recommandées par la Commission Européenne dans le RP 122.

3. REGLEMENTATIONS ET PRATIQUES NATIONALES

3.1. Allemagne

3.1.1. Le contexte allemand

L'Allemagne entre dans une phase de déconstruction massive de ses installations nucléaires. En effet, depuis 2000, un accord passé entre le gouvernement allemand et les opérateurs des installations nucléaires prévoit la mise à l'arrêt progressive de l'ensemble de ses installations nucléaires au cours des 20 prochaines années.

En 2007, 19 réacteurs électronucléaires et réacteurs de recherche sont définitivement arrêtés. Trois de ces réacteurs ont été totalement démantelés et leur site réhabilité, puis libéré totalement (« retour à l'herbe »). Deux autres ont été totalement démantelés, leur site réhabilité, mais restent sous surveillance. Les autres réacteurs arrêtés sont en cours de démantèlement.

L'Allemagne ne dispose pas d'un site de stockage des déchets de faible activité. Selon les experts allemands, le coût prévisionnel pour un tel stockage est élevé comparativement au coût associé à la libération de ces matériaux. De fait, depuis 2001, une nouvelle réglementation définit un cadre pour la libération des matériaux faiblement contaminés. Cette réglementation se supplée aux anciens textes qui, bien qu'autorisant la libération, ne proposaient pas une approche harmonisée de cette pratique.

3.1.2. L'ordonnance de radioprotection

Les différents seuils de libération

En Allemagne, la Loi sur l'énergie atomique ("Atomic Energy Act") pose les bases légales de la libération des matériaux issus des installations nucléaires et des sites concernés. L'ordonnance de radioprotection ("Radiation Protection Ordinance" - RPO) de juillet 2001 précise les seuils de libération pour environ 300 radionucléides et les règles d'application correspondantes [11]. Pour l'ensemble des seuils définis dans le RPO, les critères de dose utilisés pour dériver les seuils sont les suivants :

- Dose individuelle maximale de 10 μ Sv/an après libération,
- Dose collective maximale de 1 homme.Sv/an après libération.

La réglementation distingue différentes options pour la libération selon qu'il s'agit de libération conditionnelle ou inconditionnelle, et selon la nature de l'objet à libérer (métaux, bâtiments, etc.). Pour chacune de ces options, des seuils spécifiques (activité massique ou surfacique) ont été dérivés en s'appuyant sur différents scénarios réalistes.

Des exemples de seuils de libération définis dans le RPO sont présentés dans le Tableau 7 et le Tableau 8. Les différents types de libération associés sont les suivants [11, 12, 13, 14] :

- Libération inconditionnelle de matériaux solides et liquides (colonne 5) :
 - Les seuils de libération associés sont exprimés en activité massique (Bq/g),
 - Ces seuils s'appliquent à tout type de déchet solide ou liquide, notamment les métaux, les matières plastiques, les gravats et les sols (à noter que pour les gravats et les sols, la quantité libérée doit être inférieure à 1 000 tonnes par an). Il n'y a aucune restriction sur la destination ou l'utilisation de ces matériaux une fois libérés.

- Libération inconditionnelle de gravats et sols excavés (quantité supérieure à 1 000 tonnes par an - colonne 6) :
 - Les seuils de libération associés sont exprimés en activité massique (Bq/g),
 - Il n'y a aucune restriction sur la destination ou l'utilisation de ces matériaux une fois libérés. Cependant, pour les sols, ces critères s'appliquent aux matériaux excavés avant la libération du site et ne s'appliquent donc pas à la procédure de libération du site en lui-même (voir point suivant).

- Libération inconditionnelle de sites (colonne 7) :
 - Les seuils de libération associés sont exprimés en activité massique (Bq/g),
 - Les seuils s'appliquent à l'issue de la phase de démantèlement de l'installation et de réhabilitation du site. Notamment, l'ensemble des bâtiments doit avoir été démoli avant d'entamer la procédure de libération du site. Il n'y a aucune restriction sur l'utilisation future du site.

- Libération inconditionnelle de bâtiments en vue de leur réutilisation (colonne 8) :
 - Les seuils de libération associés sont exprimés en activité surfacique (Bq/cm²),
 - La procédure de libération doit être menée lorsque les bâtiments sont toujours en place. Il n'y a aucune restriction sur l'utilisation de ces bâtiments à l'issue de la procédure de libération. Notamment, il est possible

de détruire les bâtiments, une fois qu'ils ont été libérés. Dans ce cas précis, l'opérateur n'a pas l'obligation de mener une nouvelle procédure de libération pour les gravats produits.

- Libération conditionnelle de matériaux solides ou liquides en vue de leur stockage (colonne 9) :
 - Les seuils de libération associés sont exprimés en activité massique (Bq/g),
 - Ces seuils s'appliquent aux déchets solides destinés à être stockés dans une décharge conventionnelle ou à être traités dans une installation d'incinération conventionnelle, ainsi qu'aux déchets liquides destinés à être incinérés dans une installation conventionnelle. Le producteur doit garantir que le déchet ne sera ni recyclé, ni réutilisé. Cette garantie est le plus souvent apportée grâce aux contrats signés entre le producteur de déchets et l'opérateur du centre de stockage ou de l'usine d'incinération.
 - En ce qui concerne le stockage de ces déchets, les seuils de libération définis dans le RPO garantissent implicitement que le critère de dose individuelle de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ ne sera pas dépassé. Cependant, dans le cas où plusieurs producteurs stockent leurs déchets dans un même stockage, l'autorité de radioprotection doit surveiller la quantité de matériaux stockés afin de garantir que la dose induite par ces matériaux reste acceptable.

- Libération conditionnelle de bâtiments en vue de leur destruction (colonne 10) :
 - Les seuils de libération associés sont exprimés en activité surfacique (Bq/cm^2),
 - La procédure de libération associée doit être menée lorsque les bâtiments sont toujours en place. Cependant, l'opérateur doit garantir que les bâtiments ne seront pas réutilisés, mais démolis.

- Libération conditionnelle de métaux en vue de leur recyclage (colonne 10a) :
 - Les seuils de libération associés sont exprimés en activité massique (Bq/g),
 - Ce type de libération s'applique uniquement pour les métaux destinés à être recyclés en fonderie sans réutilisation préalable. Ce recyclage peut se faire dans une fonderie conventionnelle. La garantie de la destination peut être apportée par exemple par les contrats entre le producteur et l'opérateur de la fonderie.

Parallèlement, le RPO définit des seuils en activité surfacique (colonne 4) qui s'appliquent en complément des seuils en activité massique si cela est pertinent⁷.

Tableau 7. Exemples de seuils de libération inconditionnelle définis dans le Radiation Protection Ordinance

	Acticité surfacique (Bq/cm ²)	Seuils de libération inconditionnelle			
		Solides, liquides (Bq/g)	Gravats, sols (Bq/g)	Sites (Bq/g)	Bâtiments (Bq/cm ²)
<i>Colonne</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>
³ H	100	1000	60	3	1000
⁶⁰ Co	1	0,1	0,09	0,03	0,4
¹³⁷ Cs	1	0,5	0,4	0,06	2
²³⁵ U	1	0,5	0,3	/ *	1
²³⁸ U	1	0,6	0,4	/ *	2
²³⁹ Pu	0,1	0,04	0,08	0,06	0,1
²⁴¹ Am	0,1	0,05	0,05	0,06	0,1

* Ces valeurs doivent être déterminées au cas par cas selon la situation spécifique du site.

Tableau 8. Exemples de seuils de libération conditionnelle définis dans le RPO

	Acticité surfacique (Bq/cm ²)	Seuils de libération conditionnelle		
		Solides, liquides pour stockage (Bq/g)	Bâtiments pour démolition (Bq/cm ²)	Métaux pour recyclage (Bq/g)
<i>Colonne</i>	<i>4</i>	<i>9</i>	<i>10</i>	<i>10a</i>
³ H	100	/ *	4000	1000
¹⁴ C	100	200	6000	80
¹³⁷ Cs	1	10	10	0,6
²³⁵ U	1	3	10	0,8
²³⁸ U	1	10	10	2
²³⁹ Pu	0,1	1	2	0,2
²⁴¹ Am	0,1	1	3	0,3

* Cette valeur doit être déterminée au cas par cas selon la situation spécifique du site.

⁷ Ces seuils en activité surfacique s'appliquent pour les matériaux ayant une surface mesurable (machines métalliques, plaques de métal, sites, etc.). Ces seuils ne s'appliquent donc pas aux petits objets métalliques tels que les vis, boulons, câbles...

Echantillonnage

Le RPO définit également les quantités maximales de matériaux pouvant être mesurées en une seule fois pour établir une valeur moyenne de concentration d'activité qui pourra ensuite être comparée avec les seuils de libération appropriés [15]. Ces valeurs sont exprimées en masse ou en surface selon que les seuils de libération sont exprimés en activité massique ou surfacique.

- Pour les mesures d'activité massique :
 - La masse de l'échantillon ne doit généralement pas dépasser 300 kg,
 - Pour la libération inconditionnelle de gravats ou de sols excavés, la masse de l'échantillon ne doit pas excéder 1 tonne,
 - La masse d'un échantillon peut exceptionnellement être supérieure à celles indiquées ci-dessus. Cela est autorisé au cas par cas par les autorités de radioprotection.

- Pour les mesures d'activité surfacique :
 - La surface de l'échantillon (ou surface représentative) ne doit généralement pas dépasser 1 000 cm²,
 - Pour la libération des bâtiments, la surface représentative est de 1 m² (en pratique, des moyennes sur un mur entier voire sur une pièce entière ont déjà été autorisées par les autorités),
 - Pour la libération des sites, la surface représentative est de 100 m²,
 - La surface représentative peut exceptionnellement être supérieure à celles indiquées ci-dessus. Cela est autorisé au cas par cas par les autorités de radioprotection.

3.1.3. Utilisation de seuils de libération spécifiques à une situation

Il est possible pour un opérateur de proposer aux autorités des seuils et une procédure de libération spécifiques à une situation donnée. Dans ce cas, l'opérateur doit démontrer aux autorités l'acceptabilité de sa proposition, notamment en proposant des scénarios d'exposition qui démontrent que les critères de doses individuelle et collective sont respectés.

3.1.4. Types de mesures utilisées

Pour les métaux et les matériaux (autres que gravats et sols), les méthodes de mesures suivantes sont généralement utilisées [15] :

- Mesures de la contamination surfacique : ces mesures sont généralement faites manuellement sur la totalité de la surface à analyser, et donc très consommatrices en temps et force de travail.
- Mesures globales (avec poste de mesure fixe) pour de grandes quantités de matériaux (jusqu'à plusieurs centaines de kilogrammes) afin de déterminer l'activité massique. Ces mesures sont rapides et peu consommatrices de force de travail. Cette méthode est également utilisée pour la mesure des activités massiques de gravats et des sols.
- Mesures par spectrométrie gamma (et, si nécessaire, alpha ou bêta) d'échantillons du matériau à libérer : cette méthode est généralement utilisée uniquement lors de l'évaluation radiologique initiale (détermination du spectre des radionucléides présents). Elle est plus rarement utilisée (c'est-à-dire quand les méthodes précédentes ne peuvent être mises en œuvre, principalement du fait des radionucléides présents) pour les mesures finales et permet de démontrer que les seuils de libération sont bien respectés. Cette méthode peut également être utilisée pour la mesure des activités massiques de gravats et de sols.
- Mesure par spectrométrie gamma in situ collimatée : cette méthode est peu utilisée, mais convient pour la libération de grandes surfaces de métaux ayant une faible épaisseur. Cette méthode nécessite une attention particulière de la part des autorités du fait que la surface nécessaire à la réalisation d'une mesure (de l'ordre de 1 m² ou plus) est généralement supérieure à la surface représentative requise par le RPO.

Pour les mesures sur les bâtiments, les méthodes suivantes sont généralement utilisées :

- Mesures de la contamination de surface : des méthodes statistiques visant à établir une stratégie d'échantillonnage sont utilisées pour obtenir une mesure moyenne représentative. Cependant, la migration de la contamination au sein des murs ne peut généralement pas être mesurée (selon l'épaisseur sur laquelle le matériau est contaminé) et limite donc l'utilisation de cette méthode.

- Mesure par spectrométrie gamma in situ collimatée ou non : cette méthode est la plus efficace pour la mesure surfacique des bâtiments. Elle peut notamment être utilisée pour mesurer la raie à 59 keV de l'Am-241 et est donc privilégiée pour les mesures dans les installations du type usine de retraitement.
- Mesures par spectrométrie gamma (et, si nécessaire, alpha ou bêta) d'échantillons du matériau à libérer (voir ci-dessus).

3.1.5. Retour d'expérience des chantiers de démantèlement en Allemagne

Les chantiers de démantèlement d'installations nucléaires en Allemagne mettent actuellement en œuvre des procédures de libération des matériaux selon les prescriptions du RPO de 2001.

Selon la taille des installations nucléaires, 1 000 à 20 000 tonnes de métaux peuvent être traitées lors du démantèlement. Environ 95% de la quantité de métaux est libéré, tandis que le reste est traité et conditionné en tant que déchet radioactif.

Les gravats générés dans les installations avant la démolition des bâtiments (notamment lors des travaux de décontamination) représentent entre quelques centaines de kilogrammes et plusieurs tonnes selon la taille de l'installation et les techniques de décontamination mises en œuvre. Le pourcentage de ces gravats finalement libérés dépend de nombreux facteurs, mais peut atteindre 90% dans certains cas.

Les bâtiments restants font généralement l'objet d'une procédure de libération avant leur démolition. Ils représentent typiquement de 100 000 tonnes pour une petite centrale nucléaire à 500 000 tonnes pour une installation plus importante.

3.2. Etats-Unis

3.2.1. Contexte

Le corpus réglementaire développé par la NRC (Nuclear Regulatory Commission) aux Etats-Unis n'indique pas de critère de dose spécifique pour la libération de matériaux radioactifs. La prise de décision relative à la libération de ces matériaux se fait au cas par cas, la NRC ayant établi un ensemble de recommandations à l'intention des exploitants pour la réalisation des mesures de contamination des matériaux (les

matériaux ne pouvant être libérés sont stockés dans des installations de stockage dédiées autorisées par l'Agence de Protection de l'Environnement (Environment Protection Agency - EPA).

Cet état de fait masque cependant un important travail de la NRC visant à établir des critères de libération en termes d'activités massiques afin d'homogénéiser les pratiques sur le territoire américain. Cette démarche s'est déroulée de 2002 à 2005 et s'est appuyée, entre autres, sur une consultation de parties prenantes, notamment les autorités locales, régionales et fédérales, des organisations scientifiques et des opérateurs de déchets. Les travaux ont conduit à la publication de 2 rapports :

- Radiological assessment for clearance of materials from nuclear facilities (NUREG-1640, Vols. 1-4),
- Radiological surveys for controlling release of solid materials (NUREG-1761).

3.2.2. Le NUREG 1640

Le NUREG 1640 présente l'ensemble des calculs réalisés afin de déterminer les doses individuelles annuelles associées à différents scénarios de libération de matériaux contaminés. Ces calculs intègrent 86 scénarios et 115 radionucléides. Pour chaque radionucléide, les doses individuelles (en $\mu\text{Sv}/\text{an}$ par Bq/g) et les contaminations surfaciques (Bq/m^2 par Bq/g) sont calculés, notamment pour les filières de recyclage d'acier, de cuivre et d'aluminium et de libération de gravats. En s'appuyant sur un critère de dose individuelle maximale de $10 \mu\text{Sv}/\text{an}$, ces données permettent de définir des critères de libération en activité massique.

Chaque scénario d'exposition est caractérisé par un ensemble de paramètres tels que la durée d'exposition (nombre d'heures par semaine passées au volant par un conducteur de poids lourd transportant des matériaux faiblement radioactifs) ou l'activité volumique moyenne générée par les procédés mis en œuvre dans les fonderies. Les valeurs des paramètres utilisés sont basées sur une revue exhaustive de la littérature, notamment issue des travaux de l'EPA, et peuvent prendre la forme d'une distribution de valeurs (distribution de valeurs associées à une probabilité) ; d'un minimum, d'une moyenne et d'un maximum ; ou d'une valeur discrète (constantes physiques des radionucléides comme la période radioactive par exemple).

Les radionucléides d'intérêt, au nombre de 115, ont été sélectionnés en s'appuyant sur les textes réglementaires, les inventaires d'activités dans les sites de stockages de

déchets de faible et moyenne activité (FMA) et également dans un souci de cohérence avec les données des organismes internationaux (RP89 de la Commission Européenne par exemple). Les radionucléides à vie courte (période radioactive inférieure à 30 jours, à l'exception de ^{131}I et ^{32}P du fait de leur utilisation en recherche et dans le domaine médical) et à vie très longue (période radioactive supérieure à $1,41 \cdot 10^{10}$ années, période de ^{232}Th) ont été exclus du champ de l'étude.

Deux voies d'exposition ont été distinguées : l'exposition externe et l'exposition interne. L'exposition externe concerne les 115 radionucléides à l'exception de ^3H , ^{41}Ca et ^{53}Mn . L'exposition interne recouvre l'inhalation et l'ingestion de radionucléides, en s'appuyant sur les coefficients de dose fournis par la Publication 68 de la CIPR [16]. La forme chimique des radionucléides et la taille des particules sont également intégrées au calcul.

Quelques-uns des résultats figurant dans le NUREG 1640 ont été reportés dans le Tableau 9.

Tableau 9. Dose efficace (EDE) normalisée pour différents matériaux (source : NUREG 1640, Table 2.1)

Radionucléide	EDE massique ($\mu\text{Sv}/\text{an}$ par Bq/g)				EDE surfacique ($\mu\text{Sv}/\text{an}$ par Bq/cm^2)			
	Acier	Cuivre	Alu.	Béton	Acier	Cuivre	Alu.	Béton
H-3	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$3,8 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
C-14	$3,2 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$6,3 \cdot 10^{-3}$	$4,7 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$
Fe-55	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$9,1 \cdot 10^{-5}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$7,6 \cdot 10^{-6}$
Co-60	$5,2 \cdot 10^{+1}$	$1,1 \cdot 10^{+0}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{+2}$	$1,0 \cdot 10^{+1}$	$2,2 \cdot 10^{+0}$	$2,9 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{+0}$
Ni-63	$4,7 \cdot 10^{-4}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$9,4 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$3,9 \cdot 10^{-6}$	$7,4 \cdot 10^{-6}$
Sr-90	$5,7 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{+0}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-3}$
Ag-110m	$5,2 \cdot 10^{+1}$	$9,7 \cdot 10^{-1}$	$1,7 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{+2}$	$1,0 \cdot 10^{+1}$	$1,9 \cdot 10^{+0}$	$1,9 \cdot 10^{-1}$	$9,8 \cdot 10^{-1}$
I-129	$2,2 \cdot 10^{+2}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$2,9 \cdot 10^{+2}$	$4,4 \cdot 10^{+1}$	$7,8 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{+0}$
Cs-137	$1,6 \cdot 10^{+1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$6,1 \cdot 10^{+1}$	$3,2 \cdot 10^{+0}$	$3,9 \cdot 10^{-1}$	$8,3 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$
Ra-226	$3,5 \cdot 10^{+1}$	$1,1 \cdot 10^{+0}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{+2}$	$7,0 \cdot 10^{+0}$	$2,2 \cdot 10^{+0}$	$2,9 \cdot 10^{-2}$	$7,2 \cdot 10^{-1}$
U-235	$1,4 \cdot 10^{+1}$	$2,6 \cdot 10^{+0}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{+1}$	$2,7 \cdot 10^{+0}$	$5,0 \cdot 10^{+0}$	$3,4 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
U-238	$1,3 \cdot 10^{+1}$	$2,4 \cdot 10^{+0}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{+1}$	$2,5 \cdot 10^{+0}$	$4,7 \cdot 10^{+0}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	$7,5 \cdot 10^{-2}$
Pu-239	$3,3 \cdot 10^{+1}$	$6,4 \cdot 10^{+0}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$3,1 \cdot 10^{+1}$	$6,6 \cdot 10^{+0}$	$1,2 \cdot 10^{+1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Am-241	$4,8 \cdot 10^{+1}$	$9,1 \cdot 10^{+0}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$3,3 \cdot 10^{+1}$	$9,4 \cdot 10^{+0}$	$1,8 \cdot 10^{+1}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$

Les auteurs du NUREG 1640 précisent que pour 88 radionucléides sur 115, les valeurs d'EDE normalisées les plus élevées correspondent à la réutilisation de bétons (ouvriers

BTP et ouvriers d'installations de concassage notamment). Ce résultat est lié aux grandes quantités de béton considérées dans les scénarios d'exposition et à une dilution moindre de l'activité contenue dans ces bétons par rapport aux autres matériaux. A titre d'information, il est estimé que le démantèlement d'un réacteur électronucléaire commercial générerait entre 143 et 281 tonnes de bétons contaminés.

3.2.3. Le NUREG 1761

Le NUREG 1761 produit des recommandations sur les démarches à mettre en œuvre pour la mesure de matériaux contaminés en vue de leur libération. Il traite notamment de la distinction entre le bruit de fond et l'activité des matériaux. Ces recommandations sont illustrées par les Figures 5 et 6. La démarche s'appuie, entre autres, sur les seuils de libération fournis par le NUREG 1640. Le critère économique est décisif dans le choix de l'option (stockage ou libération) qui est réalisé.

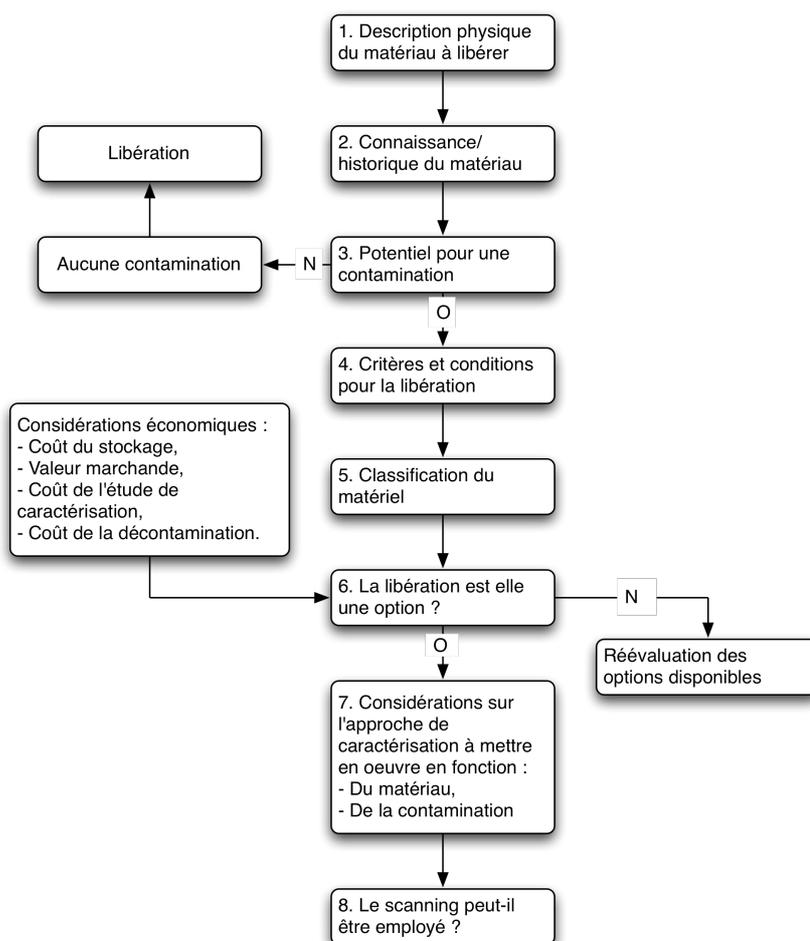


Figure 5. Logigramme pour la libération des matériaux solides (source : NUREG 1761)

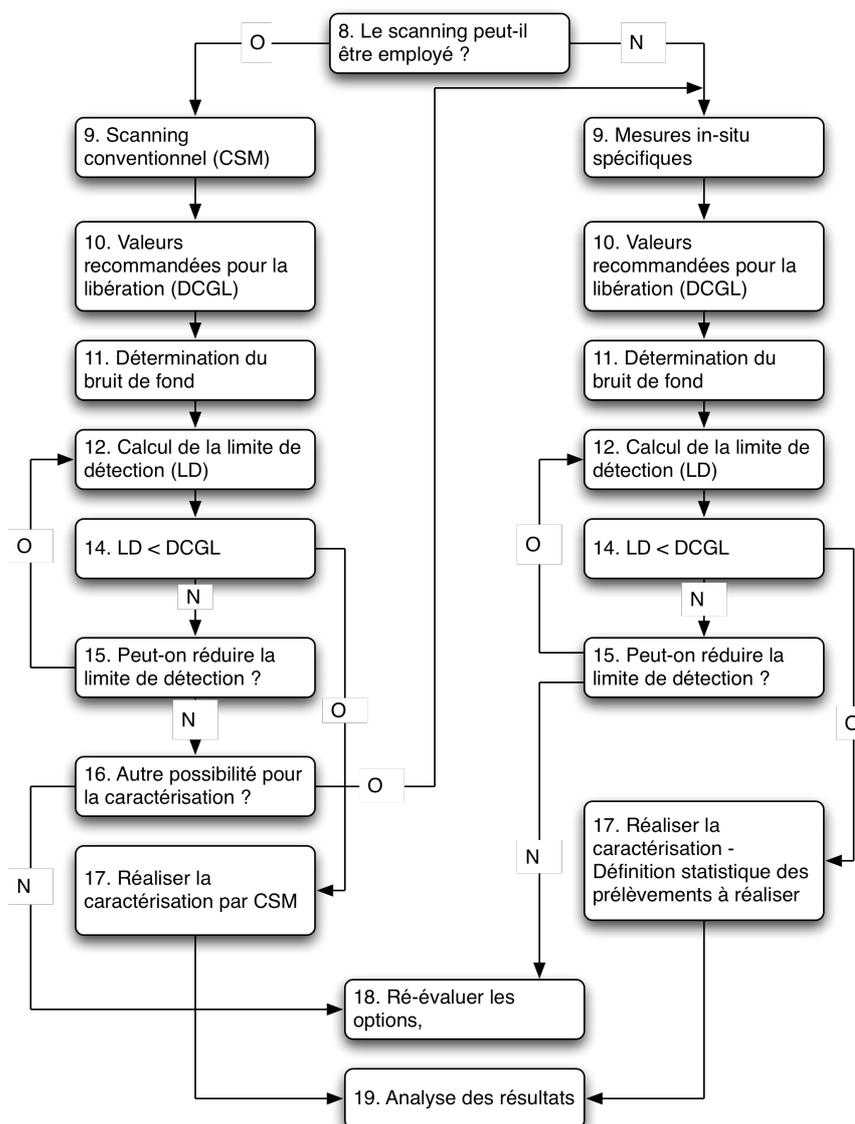


Figure 5. Logigramme pour la libération des matériaux solides (source : NUREG 1761) – (suite)

3.2.4. Politique de la NRC en matière de libération

La NRC a étudié les travaux réalisés par l'AIEA (Safety Standards Series No. RS-G-1.7) et la Commission Européenne. La conformité entre leurs résultats et les valeurs proposées par l'AIEA a conduit la NRC à retenir, dans un souci d'homogénéité avec les pratiques internationales, les valeurs recommandées par l'AIEA dans le RS-G-1.7. Les valeurs de contamination surfacique calculées ont été comparées aux standards du Ministère des transports (Department of Transport) et jugées compatibles avec ces dernières.

Sur la base de ces travaux, la Commission de la NRC a été amenée à se prononcer sur une proposition de réglementation en matière de libération de matériaux radioactifs. Il est à noter que la proposition s'accompagnait d'un modèle d'étude d'impact générique à destination des opérateurs. Ce projet s'appuyait sur une approche traitant uniquement des matériaux solides et visant au respect d'un critère de dose individuelle de 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et recouvrant 3 options :

- Stockage dans des installations dédiées sous licence de l'EPA,
- Réutilisation dans des filières prédéfinies (gravats pour les remblais des routes, réutilisation d'équipement et d'outils),
- Autres options sous couvert d'une analyse spécifique et d'une approbation des procédures proposées.

Un système de traçabilité, pris en charge et géré par l'opérateur, et à la disposition des autorités, doit permettre de démontrer le suivi et le respect des options retenues. Aucune modalité de libération inconditionnelle n'est proposée.

En juin 2005, la Commission de la NRC a décidé de repousser l'adoption du texte proposé, sur la base des arguments suivants :

- L'approche actuelle de la NRC (stockage dédié ou analyse au cas par cas) est opérationnelle et permet d'assurer la protection du public,
- Les projets de démantèlement de grande ampleur, qui généreront des volumes très importants de matériaux, ne débiteront pas dans un futur proche, aussi une révision de la réglementation n'est pas nécessaire,
- Les moyens humains et financiers de la NRC sont limités et seraient mieux alloués sur d'autres thématiques jugées prioritaires : la sécurité des installations et l'évaluation des nouveaux réacteurs « potentiels ».

De fait, en 2009, la libération de matériaux solides continue de s'appuyer sur les éléments définis dans la licence octroyée à un opérateur et les recommandations existantes. Quelle que soit la situation, un matériau ne peut être libéré que si son contenu radiologique est jugé « extrêmement faible ». Dans certains cas, cette recommandation est interprétée comme une absence d'activité mesurable au-delà du bruit de fond.

Pour les cas de contamination surfacique, la libération de matériaux solides peut s'appuyer sur un guide réglementaire traitant du niveau de détection des appareillages

de mesures qui doivent être à même de mesurer les valeurs définies dans le Regulatory Guide 1.86 de juin 1974 (Tableau 10).

Tableau 10. Niveaux de contamination surfacique acceptables (Regulatory Guide 1.86)

Radionucléide	Niveau moyen	Niveau maximum	Niveau de contamination non fixée
U nat, ²³⁵ U, ²³⁸ U et produits de décroissance associés (émissions α)	0,85 Bq/cm ²	2,5 Bq/cm ²	0,2 Bq/cm ²
Transuraniens, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²²⁸ Th, ²³¹ Pa, ²²⁷ Ac, ¹²⁵ I, ¹²⁹ I	0,02 Bq/cm ²	0,05 Bq/cm ²	0,003 Bq/cm ²
Th nat, ²³² Th, ⁹⁰ Sr, ²²³ Ra, ²²⁴ Ra, ²³² U, ¹²⁶ I, ¹³¹ I, ¹³³ I	0,2 Bq/cm ²	0,5 Bq/cm ²	0,03 Bq/cm ²
Emetteurs β, γ purs exceptés ⁹⁰ Sr et les autres cités au-dessus	0,85 Bq/cm ²	2,5 Bq/cm ²	0,2 Bq/cm ²

Pour les cas de contaminations massiques, les évaluations se font au cas par cas, la dose maximale à un membre du public ne devant pas dépasser une fraction de la limite réglementaire d'exposition du public, de l'ordre de quelques dizaines de $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Les opérateurs peuvent s'appuyer sur le §10 CFR 20.2002 :

"Méthode pour l'obtention d'une approbation des procédures d'élimination proposées. Le titulaire d'une autorisation⁸ ou le demandeur d'une autorisation peut faire une demande auprès de la Commission pour obtenir un accord sur les procédures proposées pour l'élimination (procédures autres que celles autorisées par ce chapitre de la réglementation) de matériel généré dans le cadre de l'activité autorisée. Chaque demande doit comporter :

- a) Une description des déchets radioactifs destinés à être éliminés, y compris leurs propriétés physiques et chimiques importantes pour l'évaluation des risques, et les modalités et conditions proposées pour l'élimination de ces déchets,*
- b) Une analyse et une évaluation des informations pertinentes sur la nature de l'environnement,*
- c) La nature et l'emplacement des autres installations (disposant d'une autorisation ou non) susceptibles d'être impliquées dans la gestion de ces déchets,*

⁸ Dans ce paragraphe, le terme autorisation est relatif à la possibilité de détenir et de manipuler des substances radioactives.

- d) *Les analyses et procédures visant à assurer que les doses sont maintenues aussi basses que raisonnablement possible (ALARA) et inférieures aux limites de dose."*

3.2.5. Libération de matériaux à la centrale de Big Rock Point

En 2000, Consumers Energy (CE), opérateur de la centrale de Big Rock Point, a adressé une requête à la NRC afin d'obtenir une autorisation pour la libération de matériaux provenant du démantèlement du réacteur (réacteur à eau bouillante de 75 MWe, en exploitation de septembre 1962 à août 1997). La requête portait sur des bétons contaminés et des sols. La dose individuelle associée à la libération de ces matériaux était inférieure à 20 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et l'activité calculée se situait aux alentours de 6 à 7 pCi/g, i.e 0,2 à 0,3 Bq/g. La NRC a refusé d'accéder à cette requête. Les motivations de la décision ne sont pas précisées.

En mai 2001, CE a adressé une nouvelle requête à la NRC pour stocker 38 300 tonnes de bétons et de sols dans une installation de stockage conventionnelle du Michigan, précisant que la moitié de ces matériaux n'était pas contaminée et que l'installation du Michigan procédait à une isolation des cellules de stockage de son installation de l'environnement alentours. CE a argué du fait que, bien que les matériaux ne soient pas placés dans des emballages dédiés, cette pratique suffisait à isoler les matériaux de l'environnement pour une période identique à celle des emballages dédiés (et cela à un coût moindre). Par ailleurs, l'évaluation dosimétrique réalisée a permis de calculer les doses au conducteur de camion benne transportant les déchets depuis Big Rock Point à l'installation de stockage du Michigan (3,5 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ estimé en utilisant MicroShield 5.03) et à un travailleur de l'installation de stockage (2.8 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ estimé en utilisant RESRAD 6.0). La requête a été acceptée (sans plus de précision).

3.3. Royaume-Uni

3.3.1. Contexte

Le Royaume-Uni a récemment revisité sa politique en matière de gestion des déchets solides de faibles activités au travers du document Policy for the Long Term management of Solid Low Level Radioactive Waste (SLLW) in the United Kingdom [17]. Cette déclaration amende ou remplace les parties concernées du Review of Radioactive Waste Policy: Final Conclusions (Cm2919) White Paper de juillet 1995.

Elle fait suite à un processus de consultation des différentes parties prenantes qui s'est étalé sur deux ans [18, 19].

Le nouveau texte explicite clairement la nécessité d'une révision de la politique de gestion des SLLW du fait, notamment, d'un fort accroissement du volume de déchets de faibles et très faibles activités issus de la déconstruction des installations nucléaires et de l'évolution de certaines techniques et pratiques de recyclage.

L'objectif de cette nouvelle politique est de couvrir l'ensemble des aspects relatifs à la production, la gestion et la réglementation en matière de déchets solides de faibles activités (SLLW). Elle préconise, du fait de la grande variété de SLLW, de traiter des différentes situations au cas par cas plutôt qu'au travers d'une approche prescriptive, cette flexibilité devant permettre d'aboutir à des solutions sûres et durables, acceptables en termes d'impact environnemental, et efficaces sur le plan économique.

3.3.2. Définitions

La révision de la politique britannique en matière de gestion des déchets de faible et très faible activité s'appuie sur les définitions suivantes.

Par déchets de faible activité (Low-Level radioactive Waste - LLW), il est entendu déchets radioactifs dont l'activité n'excède pas 4 GBq/t (i.e. 4 000 Bq/g) en émetteurs α et 12 GBq/t (i.e. 12 000 Bq/g) en émetteurs β et γ .

Par déchets de très faible activité (Very Low-Level radioactive Waste - VLLW), il est distingué deux catégories :

Cas de volumes faibles

Il s'agit de déchets radioactifs pouvant être stockés de manière sûre dans une installation non spécifique avec des déchets urbains, commerciaux ou industriels. Cela implique que les VLLW peuvent être stockés, sous certaines restrictions de volumes, dans des installations de stockages de déchets conventionnels, diminuant de fait le coût de stockage de ces déchets. Ils doivent répondre à un des critères suivants :

- Volume maximum de 0,1 m³ de déchets ayant une activité totale inférieure à 400 kBq,
- Élément unitaire (ou pièce) ayant une activité inférieure à 40 kBq.

Dans le cas des déchets contenant du ^{14}C et/ou du ^3H , l'activité maximale autorisée en ^{14}C et ^3H (somme des activités en ^{14}C et ^3H) est de 4 000 kBq pour un volume de 0,1 m³ et de 400 kBq pour un élément unitaire (ou pièce).

Les contrôles radiologiques sur ces sites de stockage de déchets conventionnels ne sont pas nécessaires. Il convient de noter cependant que des recherches sont en cours sur le volume total de VLLW pouvant faire l'objet d'un stockage sur un site donné. Le résultat de ces recherches fera l'objet de recommandations publiées par les agences concernées.

Cas de volumes importants

Il s'agit de déchets radioactifs dont l'activité totale n'excède pas 4 MBq/t (40 MBq/t en ^{14}C et ^3H , respectivement 4 Bq/g et 40 Bq/g) et qui doivent être stockés dans des installations dédiées. Les autorités précisent les moyens de contrôle de ces déchets après leur stockage.

3.3.3. Gestion des déchets de faible activité

Il convient de noter qu'en matière de gestion des SLLW, la politique britannique impose la mise en place d'un plan de gestion dédié par chaque producteur de déchets (domaine nucléaire et hors nucléaire). Ce plan doit indiquer l'ensemble des options de gestion envisageables pour les SLLW.

Parmi les dispositions explicitées pour réduire le volume de SLLW destinés à être stockés, le recyclage (et la réutilisation) est cité et encouragé, notamment pour les aciers : « [...] *La réutilisation et le recyclage des LLW peuvent être limités à certaines formes de déchets, les métaux étant un exemple pour lequel les possibilités de recyclage sont les plus probables. La Commission européenne et l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) ont publié des guides sur le recyclage des déchets radioactifs. Le gouvernement [britannique] estime qu'il existe des perspectives intéressantes pour les entreprises souhaitant développer la réutilisation et le recyclage de certaines catégories de LLW.* »

Le texte précise donc l'intérêt d'un recyclage et d'une réutilisation des métaux LLW en s'appuyant sur les publications en la matière de l'AIEA et de la Commission Européenne.

De nouvelles dispositions en matière de transport transfrontalier de LLW amendent les précédentes dispositions réglementaires. La déclaration indique ainsi que :

« 28. [...] Compte tenu du fait que les technologies pour le recyclage de certains matériaux radioactifs ont progressé au cours des dernières années, et que le Cm2919 n'a pas été écrit en ayant à l'esprit le démantèlement à grande échelle, la politique du gouvernement sur l'importation et l'exportation de LLW a été modifiée comme indiqué ci-dessous et ces modifications amendent, pour les LLW, les dispositions des paragraphes 145 et 146 du Cm2919.

29. L'exportation de LLW vers d'autres pays de l'OCDE et de l'Union européenne ne peut être autorisée ou consentie par les autorités compétentes britanniques qu'après une évaluation de toutes les options envisageables, et ne doit pas être permise, sauf dans les cas suivants :

- *Pour la reprise de matériaux réutilisables,*
- *Pour le traitement de ces matériaux dans le but de faciliter leur entreposage et stockage ultérieurs. [...]*

30. L'importation de LLW depuis d'autres pays ne peut être autorisée ou consentie par les autorités compétentes britanniques qu'après une évaluation de toutes les options envisageables, et seulement si cette importation est en accord avec les législations européenne et britannique, et avec tout guide produit par le gouvernement [britannique]. L'importation de LLW ne doit pas être permise, sauf dans les cas suivants :

- *Pour la reprise de matériaux réutilisables,*
- *Pour le traitement de ces matériaux dans le but de faciliter leur entreposage et stockage ultérieurs.*

Le texte autorise explicitement le recyclage à l'étranger de métaux LLW. En pratique, il apparaît qu'il existe déjà des relations entre BNFL et Studsvik (entreprise suédoise) qui a déposé une demande de licence au Royaume-Uni pour la construction d'une installation dédiée au traitement des déchets métalliques LLW dans le district de Cumbria.

3.3.4. Réflexions sur le recyclage des déchets solides de faibles activités (SLLW)

Le processus de consultation mené en amont de la publication de la nouvelle politique en matière de gestion des LLW s'est appuyé sur plusieurs ateliers dont l'un a traité du

recyclage des SLLW. Dans le cadre de cet atelier, différentes opportunités de recyclage ont été discutées et sont explicitées ci-après. Cette réflexion n'intègre pas les nouvelles dispositions prévues par la révision de la politique de gestion des LLW et est présentée à titre d'information.

Plastiques et caoutchouc

Ces matériaux représentent 13% de l'inventaire LLW britannique (données de 2001, hors Sellafield). Les options de recyclage et de réutilisation sont limitées car les opérateurs ont d'ores et déjà entamé des démarches visant à réduire à la source la production de plastiques et caoutchouc du fait du coût de stockage des LLW (décontamination et réutilisation sur site par exemple).

D'une manière générale, les opérateurs doivent par ailleurs faire face à des déchets souvent mixtes. La mise en place d'un tri plus poussé - souhaité par les Autorités - est nécessaire en amont afin de faciliter le recyclage des matériaux. Mais les obstacles sont nombreux : la rentabilité d'une telle pratique reste à établir et son impact dosimétrique à quantifier.

Cellulose

Les déchets à base de cellulose constituent 16% de l'inventaire des LLW (données de 2001, hors Sellafield). Il s'agit pour l'essentiel de vêtements, de matériaux de conditionnement, de chiffons et de papier. Aucune opportunité de recyclage n'est proposée pour les mêmes raisons que celles évoquées à propos des plastiques et des caoutchoucs.

Ciments et bétons

Les ciments et les bétons représentent 6% de l'inventaire des LLW (données de 2001, hors Sellafield). Des possibilités de recyclage de ces matériaux dans la filière BTP existent, notamment pour la constitution de remblais routiers. Certaines restrictions sont à signaler :

- La profondeur de pénétration des radionucléides dans les bétons est variable et difficile à quantifier. La décontamination des bétons par des procédés mécaniques est de ce fait complexe,
- La décontamination chimique dans le cas de contamination profonde est coûteuse et donc le recyclage de matériaux s'appuyant sur cette technique peu rentable.

Ces déchets sont le plus souvent des déchets de très faibles activités : un stockage dédié (LLW) n'est pas considéré comme économiquement pertinent et une option intermédiaire au stockage LLW n'existe pas. La révision des normes en matière de stockage de ce type de déchets permettra un coût de stockage amoindri.

Métaux

Les métaux constituent 30% de l'inventaire LLW (données de 2001, hors Sellafield). Il est estimé que 250 000 tonnes de déchets métalliques pourraient être recyclées. En l'absence de construction de nouvelles installations nucléaires, le recyclage de métaux LLW au sein de la filière nucléaire est limité. Les possibilités de recyclage à l'extérieur de cette filière sont également limitées pour deux raisons : un bilan économique qui reste à établir et la perception du public.

3.3.5. Synthèse

La révision de la réglementation britannique devrait conduire à une diminution du coût du stockage des déchets LLW, notamment pour les petits producteurs. Elle permet par ailleurs explicitement le recyclage de matériaux LLW issus du démantèlement des installations nucléaires.

Dans cette optique, à la fin du mois de juillet 2007, le Conseil du Comté de Cumbria a exprimé à Studsvik son accord pour la planification de la construction d'une installation de décontamination de métaux. Cette installation sera placée sous l'autorité du NDA. Les demandes de construction et d'exploitation de l'installation ont été déposées auprès de l'Environment Agency et du Health and Safety Executive, et obtenues en février 2008. La construction de l'installation s'est achevée au début de l'année 2009 et des tests en inactifs ont été menées. Le début des opérations de traitement de matériaux actifs est prévu durant l'été 2009.

L'un des objectifs de Studsvik est de diminuer de 95% le volume de déchets métalliques à envoyer à l'installation de stockage de déchets faiblement contaminés de Drigg (soit environ 500 000 tonnes de matériaux, 60% provenant des installations de Sellafield). Après décontamination (a priori par procédé mécanique), si l'activité résiduelle est inférieure aux seuils de libération, les métaux pourront être vendus sur le marché britannique du métal recyclé ou envoyés en Suède pour un traitement plus poussé par fusion.

3.4. Suède

La réglementation suédoise sur la libération des déchets provenant des installations nucléaires date de 1996 [20]. En 2006, l'Autorité de radioprotection suédoise (SSI) a proposé une révision de cette réglementation, jugeant que l'actuelle n'était pas adaptée aux grandes quantités de matériaux issus du démantèlement d'installations nucléaires. Le nouveau texte, à l'état de projet, est basé sur les recommandations de la Commission Européenne (RP 133 et RP 122) et de l'AIEA (RS-G-1.7).

3.4.1. Réglementation pour la libération des déchets issus des installations nucléaires

Les critères radiologiques retenus pour la libération des déchets provenant des installations nucléaires dans la réglementation suédoise de 1996 sont les suivants :

- Pour une libération inconditionnelle des matériaux :
 - La contamination surfacique ne doit pas dépasser 4 Bq/cm² pour les émetteurs β/γ et 0,4 Bq/cm² pour les émetteurs α ,
 - L'activité massique des matériaux ne doit pas dépasser 0,5 Bq/g, dont au maximum 0,1 Bq/g d'émetteurs α .

- La libération des déchets radioactifs de faible activité pour stockage en décharge conventionnelle est possible si l'activité de ces déchets n'excède pas 5 Bq/g en émetteurs β/γ et 0,5 Bq/g pour les émetteurs α . En outre, l'activité totale des déchets TFA provenant d'un même site et stockés en décharge conventionnelle ne doit pas excéder 1 GBq/an (limite établie à partir de l'estimation de la quantité de déchets générés par cette filière).

Ces seuils de libération ont été dérivés des critères de dose usuels à partir de scénarios spécifiques (par exemple, scénario de stockage en décharge municipale) prenant en compte les différentes voies d'exposition possibles⁹.

⁹ Le rapport présentant ces scénarios date du début des années 80. Il est en suédois.

3.4.2. Exemple de libération de matériaux et bâtiments lors du démantèlement d'installations nucléaires

3.4.2.1. *Démantèlement du réacteur R1 de l'Institut Royal de Technologie de Stockholm (IRTS)*

Le réacteur de recherche R1 de l'IRTS a été exploité de 1954 à 1970. Son démantèlement a débuté en 1981 et s'est terminé en 1983 [21, 22]. Sur 1 100 tonnes de béton générées, 750 tonnes (68%) avec une activité massique de moins de 5 Bq/g ont été stockées dans une décharge conventionnelle, 13 tonnes de métaux ont également été libérées avec l'accord du SSI. Pour la décontamination, le SSI s'est appuyé sur des seuils d'activité surfacique de 0,8 Bq/cm² pour les émetteurs β/γ et de 0,1 Bq/cm² pour les émetteurs α . Le dernier contrôle radiologique du bâtiment effectué par le SSI a permis d'estimer l'activité totale résiduelle de 0,6 MBq. En 1985, le bâtiment réacteur a été libéré de tout contrôle.

3.4.2.2. *Libération de la station de traitement des effluents et des déchets radioactifs de la centrale nucléaire d'Agesta*

La centrale nucléaire d'Agesta a été exploitée de 1963 à 1974. En 1998, la station de traitement des effluents et des déchets radioactifs de la centrale a été libérée de tout contrôle. La surface au sol de cette installation était de 3 000 m². Pour la libération du bâtiment, les seuils d'activité surfacique retenus par le SSI sont les suivants : 0,5 Bq/cm² pour les émetteurs β/γ et 0,05 Bq/cm² pour les émetteurs α . Pour le tritium et le carbone-14, un seuil spécifique de 50 Bq/cm² a été retenu. Après décontamination, l'activité totale du bâtiment était estimée à 90 MBq en tritium, 5 MBq en carbone-14 et moins de 1 MBq pour les autres radionucléides, principalement du cobalt-60.

3.4.2.3. *Libération du laboratoire chaud de Studsvik*

L'Active Central Laboratory (ACL) de Studsvik était un bâtiment de 3 étages et d'une surface de 14 000 m² construit en 1960 pour abriter des activités de recherche et de développement sur le recyclage du Pu et la production de combustible MOX. Les installations du ACL ont également été utilisées pour la production de sources radioactives, le traitement des déchets, etc. Dans les années 1980, certains des laboratoires ont été décontaminés afin d'être libérés. En 1998, le démantèlement du bâtiment et des installations et leur démolition ont été décidés. Après décontamination

et mesure de l'activité résiduelle, les bâtiments et les installations ont été libérés en 2006 puis démolis.

Les seuils de libération retenus lors de ce démantèlement sont les suivants :

- Pour les bâtiments : seuils de libération surfaciques pour la démolition des bâtiments recommandés par la Commission Européenne dans le RP 113 (Tableau 5),
- Pour le recyclage des métaux : seuils de libération pour le recyclage des métaux recommandés par la Commission Européenne dans le RP 89 (Tableau 4),
- Pour la libération inconditionnelle des métaux : seuils prescrits par la réglementation suédoise de 1996 (voir paragraphe 3.4.1).

Les méthodes utilisées pour la mesure de la contamination surfacique et massique sont :

- Pour les métaux : des mesures à l'aide d'une instrumentation portable, de frottis et par spectrométrie gamma. Cette dernière méthode peut s'appliquer sur une pièce de métal entière ou sur des échantillons obtenus par forage,
- Pour les bâtiments et gravats : des mesures à l'aide d'une instrumentation portable, de frottis et par spectrométrie gamma (ISOCS : In Situ Object Counting System). Pour ces mesures, il est supposé que la profondeur de pénétration de l'activité en surface est de 0,1 mm pour 80% de l'activité et de 10 mm pour 20% de l'activité¹⁰.

3.4.3. Évolution de la réglementation en matière de libération

3.4.3.1. *Processus de révision*

Le processus de révision de la loi de 1996 a débuté en 2004. Les principales raisons qui ont motivé cette révision sont les suivantes :

- Les modes de gestion des déchets conventionnels ont évolué depuis que les seuils de libération actuels ont été mis en place,
- La réglementation actuelle n'a pas été, à l'origine, mise en place pour encadrer la gestion de gros volumes provenant du démantèlement d'installations nucléaires,

¹⁰ Dans le cadre du projet ACL, il a été décidé d'enquêter sur la profondeur de pénétration de la contamination de surface par enlèvement successif de couches de béton et par des mesures d'activité après chaque enlèvement. Seules les surfaces sans fissure significative ont été choisies. Les surfaces ont été successivement enlevées jusqu'à ce qu'il n'y ait plus aucune contamination et la profondeur de pénétration a ainsi pu être estimée.

- Il n'y a aucune réglementation en matière de libération de matériaux contaminés pour les activités non nucléaires en Suède,
- Une harmonisation avec les recommandations internationales (CE et AIEA) apparaît nécessaire par soucis de cohérence.

Le processus de révision est basé sur une étude des procédures de libération des installations nucléaires suédoises telles que recommandées par la Commission Européenne (RP 113 et RP 122) et l'AIEA (RS-G-1.7), ainsi que sur le retour d'expériences de démantèlement et de libération en Suède et dans d'autres pays. Un travail préparatoire important a été réalisé sur l'applicabilité des recommandations du RP 113 de la CE pour les bâtiments et gravats en Suède [23]. En février 2006, le SSI a finalisé une proposition de nouvelle réglementation [24] afin de mettre à jour la loi de 1996. Dans cette proposition, une distinction est faite entre libération des matériaux¹¹ d'une part et libération des bâtiments d'autre part. Cette proposition a été envoyée à différentes organisations gouvernementales, aux opérateurs et à d'autres parties prenantes pour commentaires. Sa mise en œuvre prévue initialement pour janvier 2007, est toujours en cours de discussion.

3.4.3.2. *Seuils de libération pour la réutilisation et le recyclage des matériaux*

Les seuils de libération proposés dans la nouvelle réglementation correspondent aux valeurs basses des recommandations internationales figurant dans le RP 122 et le RS-G-1.7 de l'AIEA (voir Tableau 2 et Tableau 6).

Les seuils de contamination surfacique pour la libération restent fixés à 4 Bq/cm² pour les émetteurs β/γ et 0,4 Bq/cm² pour les émetteurs α . De plus, des seuils de libération spécifiques sont définis pour les petits objets de surface inférieurs à 0,03 m² et destinés à être réutilisés : l'activité totale ne doit pas excéder 1 kBq pour les radionucléides émetteurs β/γ et 0,1 kBq pour les radionucléides émetteurs α .

En ce qui concerne l'échantillonnage, les quantités maximales de matériaux pouvant être mesurées en une seule fois pour établir une valeur moyenne de la concentration d'activité sont une masse de 1000 kg ou un volume de 1 m³.

¹¹ Les matériaux sont définis comme des matériaux solides présents sous forme de déchets, outils, pièces détachées, équipements, échantillons et matériau liquide ou gazeux qui ne peuvent pas être relâchés dans l'air ambiant ou par voies d'évacuation d'eau.

3.4.3.3. Seuils de libération pour les bâtiments en cas de démolition ou de réutilisation

Les seuils de libération proposés sont les mêmes que ceux de la recommandation RP 113 de la CE (Tableau 5). Il est à noter que la proposition spécifie qu'il ne doit pas y avoir de particules dont l'activité soit supérieure à 1 kBq pour les émetteurs bêta/gamma et supérieure à 0,1 kBq pour les émetteurs alpha. Ces valeurs ont été déterminées en prenant en considération des variations acceptables dans la distribution de l'activité tous les 1 m², et des doses provenant de l'inhalation de particules contaminées.

3.4.3.4. Scénarios utilisés pour la dérivation des seuils de libération

Les seuils de libération proposés par la nouvelle réglementation ont été dérivés à partir des scénarios utilisés dans les recommandations de la Commission Européenne (RP 122 et RP 113) et de l'AIEA (RS-G-1.7). Le scénario le plus restrictif a été retenu pour dériver le seuil de libération associé à chaque radionucléide.

3.5. Espagne

3.5.1. Contexte réglementaire

En Espagne, la réglementation définit des critères de dose individuelle (10 µSv/an au maximum) et collective (1 homme.Sv/an au maximum) pour la libération des matériaux radioactifs ainsi que la méthodologie de libération à mettre en œuvre lors du démantèlement d'une installation nucléaire [25]. La réglementation établit également le contenu de l'étude de l'impact environnemental d'un démantèlement [26]. Le processus de gestion des déchets radioactifs et conventionnels [27] ainsi que les définitions associées sont explicités [28]. Il n'existe pas de réglementation générale proposant des seuils de libération pour les matériaux.

Le démantèlement d'une installation doit être précédé d'une demande d'autorisation au Conseil de sûreté nucléaire (CSN). Les déchets TFA (pièces de métal, résines échangeuses d'ions, gravats, etc.) doivent faire l'objet d'un « projet commun ». Le projet commun comprend un inventaire complet des phases de production et de traitement des déchets ainsi que la caractérisation de ces déchets. Une identification des filières et procédures envisageables pour la libération de déchets TFA et une étude de l'impact radiologique associé sont réalisées. Elles conduisent à une proposition de seuils

de libération spécifiques. Le document est revu par le CSN qui émet un avis avant qu'il ne soit soumis au Ministère.

3.5.2. Exemple du démantèlement de la centrale nucléaire de Vandellos 1

La centrale nucléaire de Vandellos 1 a été mise en service en 1972. Suite à un incendie survenu en octobre 1989, le Ministère de l'Industrie et de l'Energie décida la fermeture définitive de l'installation en juillet 1990. Un plan de démantèlement de l'installation a été proposé par ENRESA et approuvé par le Ministère en 1998.

3.5.2.1. *Plan de démantèlement*

Le démantèlement de l'installation se décompose suivant les 3 niveaux préconisés par l'AIEA :

- Niveau 1 : activités de conditionnement préliminaire (1991-1997), incluant le déchargement et l'évacuation du combustible, le conditionnement des déchets radioactifs, et le désassemblage des installations non classées,
- Niveau 2 : il est composé de 2 phases. Une première phase de préparation du site et de démantèlement des équipements et structures conventionnels (1998-1999), puis une seconde phase de démantèlement des équipements et des structures activées, et de déclassification des matériaux (1999-2003). Une fois l'ensemble de ces actions achevé, une période de latence de 25 ans est envisagée avant de procéder au niveau 3,
- Niveau 3 : démantèlement de l'îlot nucléaire.

3.5.2.2. *Quantité de matériaux à libérer*

Les quantités prévisionnelles de matériaux devant être libérées durant le démantèlement de Vandellos 1 sont indiquées dans le Tableau 11.

Tableau 11. Quantités de matériaux pouvant être libérés durant le démantèlement de Vandellos 1

Métaux	Masses
Petits morceaux de fer	7 553 tonnes
Petits morceaux non ferreux	85 955 kg
Câbles	152 975 kg
Isolation thermique	98 404 kg
Divers	121 216 kg
Bâtiments et gravats	Surface/Masse
Surface	136 000 m ²
Béton	1 962 tonnes

3.5.2.3. La libération des matériaux

Deux types de libération ont été définis par l'opérateur avec l'accord du CSN :

- Libération inconditionnelle : les seuils recommandés par l'AIEA (TECDOC 855) sont utilisés (Tableau 12),
- Libération conditionnelle générique : les seuils, établis selon la nature des matériaux et selon leur utilisation future (recyclage des métaux, réutilisation des bâtiments, etc.), se basent sur l'étude des recommandations internationales et en particulier celles de la Commission Européenne (RP 89 et RP 113 - Tableau 13 et Tableau 14).

Au final, 96% de la quantité totale de matériaux générés par le démantèlement de Vandellos 1 a été réutilisé ou recyclé.

Tableau 12. Exemples de seuils de libération inconditionnelle utilisés pour le démantèlement de Vandellos 1

Radionucléides	Seuils de libération (Bq/g)
³ H	3.10 ³
¹⁴ C	3.10 ²
⁶⁰ Co, ¹³⁷ Cs, ²³⁵ U, ²⁴¹ Am	0,3

Tableau 13. Exemples de seuils de libération conditionnelle générique utilisés pour le recyclage des métaux lors du démantèlement de Vandellos 1

Radionucléides	Seuils de libération massique (Bq/g)	Seuils de libération surfacique (Bq/cm ²)
³ H	1.10 ³	1.10 ⁵
¹⁴ C	1.10 ²	1.10 ³
¹³⁷ Cs	1	1.10 ²
⁶⁰ Co	1	10
²³⁵ U	1	1
²⁴¹ Am	1	0,1

Tableau 14. Exemple de seuils de libération conditionnelle générique utilisés pour la réutilisation ou la démolition des bâtiments lors du démantèlement de Vandellos 1

Radionucléides	Seuils de libération surfacique (Bq/cm ²)
³ H	1.10 ⁴
¹⁴ C	1.10 ³
⁶⁰ Co, ¹³⁷ Cs, ²³⁵ U, ²⁴¹ Am	1

3.5.2.4. La procédure de libération

La procédure de libération pour les matériaux de Vandellos 1 a été la suivante :

- Un premier contrôle radiologique in-situ est effectué à l'aide d'une instrumentation portable (mesure de la contamination surfacique),
- Les matériaux sont mesurés par spectrométrie gamma dans des conteneurs. L'appareil utilisé, le BOX COUNTER, permet d'identifier les isotopes présents, de calculer leur activité et de localiser les points chauds. Il est muni de 4 sondes au germanium pur qui permettent l'acquisition d'un spectre. Les résultats obtenus sont comparés avec les seuils de libération inconditionnelle et conditionnelle générique définis,
- Des échantillons peuvent être pris des conteneurs pour un contrôle de qualité. Les résultats des mesures, réalisées par un laboratoire indépendant, sont comparés avec ceux obtenus avec le BOX COUNTER.

Il convient de noter que des portiques ont été mis en place en sortie de site comme deuxième ligne de défense.

3.6. Canada

3.6.1. La réglementation jusqu'en 2008

La réglementation canadienne, en application de 2000 à début 2008 [29, 30, 31], ne définissait pas le concept de libération des matériaux contenant des radionucléides. En pratique, la libération était possible au cas par cas. Le guide d'application de la réglementation sur les plans de déclassement des activités autorisées, datant de juin 2000, évoquait la possibilité de libérer des matériaux à l'issue de la phase d'exploitation d'une installation [32]. Ce guide ne proposait cependant aucun critère de dose et aucun seuil d'activité. S'il souhaitait libérer des matériaux, l'opérateur devait donc définir des seuils de libération spécifiques et justifier auprès des autorités que la dose induite serait inférieure à la limite réglementaire (1 mSv/an) et conforme au principe ALARA. Il s'agissait cependant d'un processus lourd et coûteux (notamment en regard du coût du stockage des déchets). Les opérateurs préféraient donc généralement envoyer les matériaux, même très faiblement contaminés, vers un stockage dédié aux déchets radioactifs¹².

3.6.2. Le processus d'évolution de la réglementation

En mai 2003, la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) a entrepris de modifier la réglementation afin notamment d'y inclure le concept de libération, en se basant sur les recommandations de l'AIEA en la matière pour définir les seuils associés.

Ce projet de réglementation a fait l'objet de plusieurs consultations. D'octobre à décembre 2005, le CCSN a ainsi consulté plus de 3 000 titulaires d'autorisation et plus de 200 parties prenantes (organismes fédéraux, provinciaux et municipaux, groupes associatifs, etc.). Une seconde consultation, plus restreinte, a été menée du 17 mars au 15 avril 2006, faisant l'objet d'une réunion de restitution avec les parties prenantes industrielles à la fin du mois d'avril 2006. Parallèlement, le CCSN a également tenu des séances publiques d'information, la première étant une présentation des projets de modifications à l'Association Canadienne de Radioprotection (ACRP) en juin 2004, et la seconde, une rencontre en mars 2005 avec l'Association Nucléaire Canadienne (ANC). Durant cette dernière rencontre, les opérateurs et les autorités ont pu débattre des projets d'amendements. Les industriels ont notamment exprimé le souhait de

¹² Il existe à l'heure actuelle 11 sites de stockage de déchets radioactifs au Canada (http://www.nuclearsafety.gc.ca/fr/regulation/facilities_activities/radioactive_waste/)

pouvoir disposer de seuils de libération spécifiques, facilement applicables en pratique, tout en laissant la possibilité à l'exploitant de pouvoir, s'il le souhaite, définir des critères spécifiques à une situation donnée, en se basant sur une étude d'impact spécifique.

Finalement, le CCSN a évalué chacun des commentaires reçus¹³ et, en se basant sur les remarques pertinentes, a modifié le projet de réglementation en conséquence [33].

3.6.3. La nouvelle réglementation

La nouvelle réglementation autorise un opérateur à « *abandonner ou évacuer, sans y être autorisé par un permis* » un matériel contenant une substance radioactive s'il satisfait un des critères suivants :

- La dose efficace à un individu, résultant de l'abandon ou de l'évacuation de la substance, ne dépasse pas 10 μ Sv sur une année,
- L'activité massique du radionucléide ne dépasse pas le critère fixé en Annexe de la réglementation (Tableau 15 – ces seuils de libération sont directement tirés des recommandations du RS-G-1.7 de l'AIEA) ou, lorsque le radionucléide n'est pas mentionné dans l'Annexe, l'activité massique ne dépasse pas :
 - 1 Bq/g pour les radionucléides dont le numéro atomique est inférieur à 81,
 - 1 Bq/g pour les radionucléides dont le numéro atomique est supérieur à 81, mais qui n'émettent pas (ainsi que ses produits de filiation) de rayonnement α ,
 - 0,1 Bq/g pour les autres radionucléides.

Il faut noter que le premier critère, en dose efficace individuelle, permet à l'opérateur de dériver lui-même des seuils de libération en termes d'activités massiques propres à sa situation particulière en s'appuyant sur une étude d'impact. Cette possibilité fait suite à la demande faite par les industriels lors du processus de consultation publique et explicitée dans le paragraphe précédent.

Cette réglementation est en vigueur depuis avril 2008. Cependant, à mi 2009, aucun guide définissant les modalités pratiques du processus de libération (protocole d'échantillonnage et de mesures, traçabilité des matériaux, etc.) n'a été publié. Il est

¹³ 275 commentaires ont été reçus, principalement issus de l'industrie nucléaire (centres anticancéreux, exploitation minière, élimination de déchets, production de combustible nucléaire, etc.). Aucun commentaire du public ou de groupes associatifs n'a été reçu.

donc encore trop tôt pour pouvoir tirer des conclusions sur l'applicabilité de cette réglementation.

Tableau 15. Exemples de seuils de libération proposés dans la nouvelle réglementation canadienne

Radionucléides	Seuils de libération inconditionnelle (Bq/g)
^{55}Fe	1000
^3H	100
^{14}C , ^{235}U , ^{238}U	1
^{60}Co , ^{238}Pu	0,1

3.7. Slovaquie

3.7.1. Contexte réglementaire

En Slovaquie, la libération des bâtiments et des matériaux est régulée par l'autorité de santé publique slovaque (Public Health Authority of Slovak Republic) conformément à la loi de santé publique et à la réglementation sur la protection des travailleurs et du public contre les dangers des rayonnements ionisants [34, 35]. Cette réglementation définit les seuils de libération applicables pour 5 classes de radionucléides (Tableau 16 et Tableau 17). Ces seuils sont tirés des recommandations de l'AIEA (TECDOC 855).

Si les valeurs de contamination des matériaux sont inférieures aux seuils de libération proposés, l'opérateur n'a pas de démonstration à faire en ce qui concerne le respect des critères de dose. Si, par contre, les valeurs sont au-dessus des seuils de libération, la libération des matériaux est possible sous réserve de la démonstration, par l'opérateur, du respect des critères de dose.

Tableau 16. Classes de radionucléides définies dans la réglementation suédoise

Classe de radiotoxicité	Radionucléides
1	^{22}Na , ^{24}Na , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{94}Nb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{124}Sb , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , ^{244}Cm
2	^{58}Co , ^{59}Fe , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{111}In , ^{131}I , ^{192}Ir , ^{198}Au , ^{210}Po
3	^{51}Cr , ^{57}Co , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{123}I , ^{125}I , ^{129}I , ^{144}Ce , ^{201}Tl , ^{241}Pu
4	^{14}C , ^{32}P , ^{36}Cl , ^{55}Fe , ^{89}Sr , ^{90}Y , ^{99}Tc , ^{109}Cd
5	^3H , ^{35}S , ^{45}Ca , ^{63}Ni , ^{147}Pm

Tableau 17. Seuils de libération pour tout type de matériau en Slovaquie

	Classe de radiotoxicité				
	1	2	3	4	5
Seuils de libération en termes d'activité massique (Bq/g)	0,3	3	30	$3 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^3$
Seuils de libération en termes d'activité surfacique	0,3	3	30	$3 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^3$

3.7.2. Exemple du démantèlement de la centrale nucléaire Jaslovske Bohunice A-1

La centrale de Jaslovske Bohunice A-1 a fonctionné de 1972 à 1979. Elle a été fermée suite à un dysfonctionnement sévère du système de refroidissement du circuit primaire. La première phase de démantèlement s'est achevée en 2007.

3.7.2.1. La libération des matériaux

En 2001, il était estimé qu'au cours du démantèlement, 10 000 tonnes de métaux et 180 000 tonnes de béton devraient être libérées. Les seuils de libération utilisés pour les métaux sont identiques à ceux proposés par la réglementation slovaque (Tableau 18). Une approche plus contraignante a été retenue pour la libération des bétons et des gravats (Tableau 19). Dans ce cas, les seuils, basés sur des recommandations de VUJE (compagnie en charge de l'élaboration de la procédure de libération mise en œuvre lors du démantèlement de l'installation), sont plus restrictifs afin de garantir que les seuils fixés par la réglementation ne soient pas dépassés du fait des incertitudes liées à l'échantillonnage et aux mesures.

Tableau 18. Exemples de seuils de libération massique utilisés pour la libération des métaux lors du démantèlement de Bohunice A-1

Radionucléides	Seuils de libération pour les radionucléides "faciles à mesurer" (Bq/g)	Radionucléides	Seuils de libération pour les radionucléides "difficiles à mesurer" (Bq/g)
^{60}Co	0,3	^{90}Sr	3
^{134}Cs	0,3	$^{99\text{m}}\text{Tc}$	30
^{137}Cs	0,3	^{239}Pu , ^{240}Pu	0,3
^{152}Eu	0,3	^{241}Am	0,3

Tableau 19. Exemples de seuils de libération massique utilisés pour la libération des bâtiments et des gravats lors du démantèlement de Bohunice A-1

Radionucléides	Seuils de libération pour les radionucléides “faciles à mesurer” (Bq/g)	Radionucléides	Seuils de libération pour les radionucléides “difficiles à mesurer” (Bq/g)
^{60}Co	0,2	^{90}Sr	2
^{134}Cs	0,2	$^{99\text{m}}\text{Tc}$	20
^{137}Cs	0,2	$^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}$	0,2
^{152}Eu	0,2	^{241}Am	0,2

3.7.2.2. Les procédures de libération

La procédure de libération se fait en deux étapes :

- Etape 1 : la composition en radionucléides pour tout segment de matériau (une partie plus ou moins homogène du matériau avec le même historique) est identifiée et des radionucléides représentatifs sont retenus sur la base d'échantillons de matériau et d'analyses en laboratoires (spectrométrie alpha et gamma). L'origine et l'historique du matériau sont pris en compte lors de cette caractérisation.
- Etape 2 : l'activité de tous les matériaux devant être libérés est mesurée dans des fûts de 200 litres (type MEVA) par un spectromètre gamma qui permet également de vérifier l'homogénéité de l'activité dans le fût. L'activité des autres radionucléides (les radionucléides non mesurés par spectrométrie gamma) est évaluée sur la base de l'activité du radionucléide représentatif affilié (pour Jaslovske Bohunice A-1 les radionucléides représentatifs sont le Cs-137 et le Co-60).

Les quantités maximales de matériaux pouvant être mesurées en une seule fois pour établir une valeur moyenne de concentration d'activité qui pourra ensuite être comparée avec les seuils de libération appropriés, sont les suivantes :

- Pour les mesures d'activité massique, la masse de l'échantillon ne doit pas dépasser 1 tonne pour les volumes de matériaux homogènes et 0,3 tonne pour les volumes non homogènes,

- Pour les mesures d'activité surfacique, la surface de l'échantillon ne doit pas dépasser 1 m² pour les volumes de matériaux homogènes et 0,1 m² pour les volumes non homogènes.

3.8. Belgique

3.8.1. Réglementation actuelle

La réglementation actuelle en Belgique repose sur le décret royal du 20 juillet 2001 [36] qui définit des seuils de libération (Tableau 20) ainsi que les procédures de contrôle à suivre. Les seuils sont dérivés des critères de dose suivants :

- Dose individuelle à un membre du public inférieure à 10 µSv/an,
- Dose collective inférieure à 1 homme.Sv.

Les seuils sont utilisés pour l'élimination, le départ en vue de recyclage ou de réutilisation de déchets radioactifs solides. Chaque libération est basée sur 2 mesures effectuées par des agents différents du site. Pour les matériaux qui ont été décontaminés, un intervalle de 3 mois est requis entre les deux mesures.

Tableau 20. Seuils de libération en Belgique pour les matériaux solides

Radionucléides	Niveaux de libération (Bq/g)
³ H, ⁵⁵ Fe	1.10 ²
⁹⁹ Tc, ¹³⁷ Cs, ²³³ U, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁶ U, ²³⁸ U, ²⁴¹ Pu	1
⁶⁰ Co, ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am	0,1

3.8.2. Démantèlement du réacteur BR3

Le réacteur BR3 est entré en fonctionnement le 19 août 1962 et a été arrêté définitivement le 30 juin 1987. BR3 était le premier réacteur REP d'Europe occidentale. En 1989, la Commission Européenne désigna BR3 comme projet pilote pour démontrer les techniques de démantèlement d'un REP.

3.8.2.1. Quantité de composants (hors circuit primaire) libérés

Au cours du démantèlement du réacteur BR3, 1 150 tonnes de matériaux ont été libérées directement en Belgique dont 450 tonnes de métaux et 700 tonnes de matériaux divers.

140 tonnes de métaux ont été libérées après fusion à Studsvik en Suède et 40 tonnes de métaux ont été libérées dans le secteur nucléaire après traitement par Duratek aux Etats Unis. Au final, environ 90% de la masse de matériaux issus du démantèlement a été évacuée vers des filières conventionnelles ou pour recyclage dans l'industrie nucléaire.

3.8.2.2. Méthodes de mesure des composants libérés

Pour la libération directe des matériaux, lorsque la surface des structures était accessible par les appareils de mesures portatifs (poutres, tôles, réservoirs, etc.), la surface était mesurée intégralement deux fois. Lorsque la contamination était inférieure à 0,4 Bq/cm² pour les émetteurs gamma et inférieure à 0,04 Bq/cm² pour les émetteurs alpha, la structure était directement libérée. Si la géométrie était complexe (petite conduite, valve, etc.), la mesure était faite par spectrométrie gamma. Les résultats ainsi que la masse des matériaux permettaient de déterminer une activité spécifique par isotope en Bq/g qui était comparée aux valeurs fixées par l'arrêté royal de 2001.

Pour les métaux libérés après fusion, les mesures étaient réalisées par échantillonnage et analyses en laboratoire par Studsvik. Enfin, les mesures effectuées sur les métaux devant être libérés sous condition étaient faites par Duratek aux Etats Unis et les métaux ont été réutilisés au sein de l'industrie nucléaire.

3.8.2.3. Libération des bâtiments

Les bâtiments ont été classés en 5 catégories en fonction du risque de contamination (catégorie 0 : non contaminé ; catégorie 4 : extrêmement contaminé). Les méthodes et les équipements de mesure utilisés pour la libération dépendaient de la catégorie du bâtiment :

- Catégorie 0 (dite « froide ») : aucune mesure nécessaire,
- Catégorie 1 (dite « suspecte ») : la surface est contaminée en profondeur sur 1 mm et les mesures de contamination surfacique pour les émetteurs alpha, bêta/gamma se font par sonde portative Electra 600 ou par mesures ISOCS,
- Catégorie 2 (dite « contaminée ») : la surface est contaminée en profondeur (sur environ 5 mm). Les mesures de contamination surfacique pour les émetteurs alpha, bêta/gamma se font par sonde portative Electra 600, mais aussi par moniteur d'activité en vrac de type ISOCS pour la contamination en émetteurs gamma. Enfin des mesures dans les petites cavités sont effectuées à l'aide d'un moniteur de type GM pour la contamination en émetteurs bêta gamma,

- Catégorie 3 (dite « sévèrement contaminée ») : la surface est contaminée en profondeur (sur environ 20 mm) et les mêmes méthodes de mesures de contamination que pour la catégorie 2 sont utilisées,
- Catégorie 4 (dite « activée ») : les éléments sont activés et une décontamination est réalisée au cas par cas.

3.9. Japon

3.9.1. Le contexte au Japon

La centrale de Tokai, première centrale nucléaire commerciale au Japon, a été arrêtée en 1998 et est actuellement en cours de démantèlement. Les quantités estimées de déchets produits par le démantèlement des centrales nucléaires au Japon (Tableau 21, Tableau 22 et Tableau 23) ont incité les autorités japonaises à s'interroger sur le devenir de ces déchets, et notamment sur les possibilités de libération de certains matériaux [15]. En prévision de ces futurs démantèlements, générateurs de grandes quantités de matériaux, un nouveau système de libération, s'appuyant sur les recommandations de l'AIEA (RS-G-1.7), a été introduit dans la législation.

Tableau 21. Estimation de la quantité de matériaux et déchets générés par le démantèlement d'un réacteur à eau bouillante au Japon

Catégorie	BWR (1100 MWe)		
	Métaux (tonnes)	Bétons (tonnes)	Total (tonnes)
Déchets de faible activité	9.10^3	3.10^3	12.10^3
Matériaux pouvant être libérés	21.10^3	8.10^3	29.10^3
Matériaux non radioactifs	8.10^3	487.10^3	495.10^3
Total	38.10^3	498.10^3	536.10^3

Tableau 22. Estimation de la quantité de matériaux et déchets générés par le démantèlement d'un réacteur à eau pressurisée

Catégorie	PWR (1 100 MWe)		
	Métaux (tonnes)	Bétons (tonnes)	Total (tonnes)
Déchets de faible activité	4.10 ³	2.10 ³	6.10 ³
Matériaux pouvant être libérés	3.10 ³	9.10 ³	12.10 ³
Matériaux non radioactifs	34.10 ³	443.10 ³	477.10 ³
Total	41.10 ³	454.10 ³	495.10 ³

Tableau 23. Estimation de la quantité de matériaux et déchets générés par le démantèlement d'un réacteur graphite-gaz

Catégorie	GCR (165 MWe)		
	Métaux (tonnes)	Bétons (tonnes)	Total (tonnes)
Déchets de faible activité	3.10 ³	15.10 ³	18.10 ³
Matériaux pouvant être libérés	7.10 ³	39.10 ³	45.10 ³
Matériaux non radioactifs	10.10 ³	119.10 ³	129.10 ³
Total	39.10 ³	173.10 ³	192.10 ³

3.9.2. La réglementation actuelle

Au Japon, la réglementation définissant le système de libération actuel date de 2005. Cette réglementation autorise la libération inconditionnelle des matériaux en se basant sur les critères de dose recommandés par les organisations internationales¹⁴.

Pour 33 radionucléides¹⁵, des seuils de libération ont été dérivés de ces critères de dose par la commission de sûreté nucléaire japonaise¹⁶, en se basant sur des scénarios spécifiques à la situation au Japon. Les seuils ainsi établis ont ensuite été comparés avec

¹⁴ Dose individuelle maximale de 10 µSv/an et dose collective maximale de 1 H.Sv/an.

¹⁵ ³H, ¹⁴C, ³⁶Cl, ⁴¹Ca, ⁴⁶Sc, ⁵⁴Mn, ⁵⁵Fe, ⁵⁹Fe, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁵⁹Ni, ⁶³Ni, ⁶⁵Zn, ⁹⁰Sr, ⁹⁴Nb, ⁹⁵Nb, ⁹⁹Tc, ¹⁰⁶Ru, ^{108m}Ag, ^{110m}Ag, ¹²⁴Sb, ^{123m}Te, ¹²⁹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ¹³³Ba, ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu, ¹⁶⁰Tb, ¹⁸²Ta, ²³⁹Pu, ²⁴¹Pu, ²⁴¹Am.

¹⁶ Commission de conseil au gouvernement japonais.

ceux que l'AIEA a proposés en 2004 (Guide de sûreté RS-G-1.7). Les valeurs étant cohérentes, les valeurs proposées par l'AIEA ont finalement été utilisées dans la réglementation, afin de favoriser l'homogénéisation des pratiques au niveau mondial.

Il est important de préciser que le système de libération n'a pas été mis en place pour la gestion des déchets contaminés à l'uranium issus des mines, des usines de fabrication de combustible et des usines de retraitement.

3.9.3. Mise en œuvre de la réglementation

La réglementation étant encore récente, il n'existe pas encore de réel retour d'expérience pratique de la mise en œuvre de la loi. La première demande de libération, concernant 2000 tonnes de matériaux issus du démantèlement de la centrale de Tokai n'a été acceptée qu'en 2006. Finalement, la procédure de mise en œuvre suivante reste partiellement théorique.

Pour mener à bien une procédure de libération, l'opérateur doit démontrer aux autorités que les matériaux qu'il souhaite libérer satisfont bien les critères de libération définis dans la réglementation japonaise. Cette démonstration se fait en deux temps :

- L'opérateur soumet aux autorités un rapport présentant les méthodes de mesure, qui seront mises en œuvre dans la procédure de libération, le choix de l'échantillonnage, ainsi que l'interprétation qui sera faite de ces mesures,
- Dans un deuxième temps, après autorisation, les autorités vérifient que cette procédure de démonstration est bien suivie par l'opérateur, par l'intermédiaire notamment d'évaluations des mesures faites et par la réalisation de mesures contradictoires.

En ce qui concerne l'échantillonnage pour la mesure de la contamination, les autorités japonaises demandent généralement que les mesures soient moyennées sur des quantités maximales de 100 kg. Il est cependant possible d'obtenir l'autorisation de moyennner sur des quantités de 1 tonne voire 10 tonnes, si l'opérateur peut démontrer que la contamination maximale des matériaux à libérer est inférieure aux seuils de libération et que la contamination moyenne est bien inférieure à ces seuils.

Les possibilités pour la destination finale et les réutilisations possibles des matériaux libérés ne sont pas encore clairement définies, même si les autorités exigeront à l'avenir une traçabilité précise de ces matériaux.

4. SITUATION FRANCAISE

4.1. Contexte réglementaire

4.1.1. Exemption

En ce qui concerne l'exemption des pratiques utilisant des sources radioactives, le Code de la santé publique, dans son article R 1333.18, reprend en grande partie la Directive 96/29/EURATOM. En particulier, les seuils d'exemption proposés par la réglementation française sont strictement les mêmes que ceux de la Directive (voir Tableau 3), l'exemption étant applicable si l'un des deux seuils (en activité massique ou en activité totale) est respecté. Par contre, la réglementation française est plus stricte que la Directive européenne (ou que l'AIEA) dans le sens où dans le cas d'un respect du critère en activité massique, il faut que les « *masses des substances mises en jeu soient au plus égales à une tonne* ».

4.1.2. Libération

En France, il n'existe ni critère de dose, ni seuil pour la libération des matériaux faiblement contaminés. Le Code de la santé publique interdit « *l'utilisation, pour la fabrication de biens de consommation et de produits de construction, de matériaux et de déchets provenant d'une activité nucléaire, lorsque ceux-ci sont contaminés ou susceptibles de l'être* » (art. R-1333-3 du Code de la santé publique). Cependant, des dérogations à cette interdiction peuvent être accordées « *si elles sont justifiées par les avantages qu'elles procurent au regard des risques sanitaires qu'elles peuvent présenter* » (art. R-1333-4 du Code de la santé publique). Ces dérogations sont, en théorie, accordées par arrêté du Ministre de la santé et, selon le cas, du Ministre chargé de la consommation ou du Ministre chargé de la construction après avis de l'Autorité de sûreté nucléaire et du Haut Conseil de santé publique. Un recyclage dans des filières identifiées est donc théoriquement possible au cas par cas. Toutefois, le développement de ces filières reste encore très limité.

4.2. Le Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs (PNGMDR)

4.2.1. Contexte

Suite au rapport de la députée de la Drôme Michèle Rivasi sur « Les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement » (2000), l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques a invité le gouvernement, le 8 mars 2000, à développer un plan national de gestion des déchets radioactifs. Au printemps 2003, un groupe de travail¹⁷ s'est réuni afin de réfléchir à la faisabilité d'un plan national de gestion des déchets radioactifs et à la méthodologie associée. Ce groupe a conclu à la nécessité de développer un tel plan. Dans le cadre d'une communication en Conseil des Ministres, le 4 juin 2003, par le Ministre de l'écologie et du développement durable, le gouvernement a lancé l'élaboration du PNGMDR. Dans une première phase, les travaux ont été engagés dans le cadre d'un groupe de travail principal réunissant la même composition que le groupe de travail préparatoire. L'élaboration d'un PNGMDR s'est poursuivie jusqu'en 2006 sous la coordination de l'Autorité de sûreté nucléaire.

Enfin, la loi de programme du 28 juin 2006 sur la gestion durable des matières et déchets radioactifs a consacré le rôle important d'un tel plan et prévoit l'adoption par le gouvernement du PNGMDR par décret tous les 3 ans. La version actuelle, adoptée récemment par le décret 2008-357 du 16 avril 2008, devrait subir une procédure d'actualisation à partir de 2010.

4.2.2. Le cas des déchets TFA

Le PNGMDR définit une feuille de route pour disposer des filières opérationnelles pour gérer les déchets radioactifs, issus notamment du démantèlement des installations, et aborde la gestion des déchets TFA.

Ce document rappelle que l'ASN « a décidé au milieu des années 1990 de ne pas suivre la voie de la mise en place de seuils de libération, mais plutôt la voie d'une gestion des

¹⁷ Ce groupe de travail comprenait des représentants de l'Administration, un représentant de la Commission Nationale d'Evaluation (CNE), des représentants de l'ANDRA, des représentants de l'IRSN, des producteurs de déchets de l'industrie nucléaire (CEA, COGEMA, EDF), des représentants de producteurs de déchets industriels hors INB, des représentants des producteurs de déchets médicaux, des représentants d'entreprises d'élimination de déchets conventionnels et des représentants d'associations de protection de l'environnement. Le secrétariat de ce groupe était assuré par la DGSNR (aujourd'hui ASN).

déchets TFA dans des filières dédiées pour les déchets issus des installations nucléaires de base », la distinction entre déchets conventionnels et déchets radioactifs se faisant sur la base de la mise en place d'un zonage géographique, et non pas sur la base de mesures de radioactivité. Plusieurs arguments sont évoqués pour justifier cette politique :

- « Il n'est pas possible de démontrer l'exhaustivité ou le caractère effectivement pénalisant des scénarios qui ont été considérés » pour déterminer les seuils de libération universels proposés par les organisations internationales,
- « Ces scénarios font souvent appel à des coefficients de dilution (par exemple, dilution du flux d'acier TFA issu de l'industrie nucléaire dans le flux usuel d'acier recyclé), qu'il faut remettre en cause dès qu'ils ne sont plus majorants, par exemple si un grand programme de démantèlement est mis en œuvre pendant une période particulière ; il est très difficile de prendre en compte ces variations »,
- « Les valeurs qui sont ainsi déterminées pour être candidates à des seuils de libération universels sont extrêmement basses, et ne peuvent être mesurées que par la mise en œuvre de protocoles et d'appareils très sophistiqués, mesurant les déchets que par très petites quantités ; cela rend les mesures difficiles et n'est pas très compatibles avec des projets mettant en œuvre des quantités industrielles de déchets TFA »,
- Sur le plan éthique, « il ne paraît pas justifié pour tout le monde que l'on puisse disséminer, par le biais de la libération des déchets TFA, de la radioactivité dans l'environnement, ce qui risque de rendre à terme la radioactivité artificielle tout à fait ubiquitaire ».

Le PNGMDR rappelle par ailleurs la possibilité laissée par le Code de la santé publique d'autoriser exceptionnellement, « après une procédure très lourde », la libération des matériaux radioactifs. Il est précisé que l'ASN ne prévoit pas, pour l'instant, d'autoriser une telle pratique pour une réutilisation dans le domaine public. Par contre, la réutilisation dans le domaine nucléaire, après un éventuel recyclage dans une industrie conventionnelle, peut être autorisée car cette pratique « ne pose pas le même type de question quant à la traçabilité et au contrôle des matériaux après recyclage ». Trois installations conventionnelles sont actuellement autorisées à traiter des matériaux TFA :

- L'usine métallurgique Ascométal dans les Bouches du Rhône pour le recyclage de métaux contaminés à l'uranium,

- L'installation de vitrification Inertam dans les Landes pour le traitement des déchets TFA amiantifères par vitrification, en préalable à leur stockage : cette autorisation n'est actuellement pas utilisée,
- La fonderie d'Huart dans les Bouches du Rhône, pour le recyclage de plomb faiblement contaminé : cette installation traite actuellement du plomb issu d'installations d'AREVA NC, d'EDF et du CEA après décontamination sur le site de Marcoule. Ce plomb est ensuite réutilisé dans ces installations.

5. CONCLUSION

Depuis une décennie, plusieurs pays ont intégré dans leur réglementation la possibilité de libération des matériaux faiblement radioactifs. Cela coïncide avec la publication par l'AIEA et la Commission Européenne de nouveaux BSS en 1996, qui précisent cette notion. Ces modifications des réglementations nationales s'inscrivent dans une volonté d'harmonisation des pratiques entre les pays en matière de libération, mais aussi et surtout dans un contexte d'augmentation des flux de déchets de faible activité, notamment par le développement des démantèlements d'installations nucléaires. En parallèle, l'augmentation du prix des matières premières et les questions récurrentes de développement durable incitent les autorités nationales à trouver des filières de gestion de ces déchets favorisant leur réutilisation.

Les pays ayant fait le choix d'introduire dans leur réglementation la possibilité de libérer des matériaux faiblement contaminés s'appuient systématiquement sur les critères de doses recommandés par les organisations internationales (AIEA et Commission Européenne) pour la mise en œuvre de cette politique :

- Dose individuelle maximale de $10 \mu\text{Sv}/\text{an}$,
- Dose collective maximale de $1 \text{ homme.Sv}/\text{an}$.

Dans la majorité des cas, des seuils de libération en activité massique ou surfacique sont également proposés par les réglementations. Ces seuils sont souvent directement repris des recommandations internationales (en particulier le RS-G-1.7 de l'AIEA), mais sont parfois dérivés des critères de dose en s'appuyant sur des scénarios spécifiques définis par les autorités nationales. En particulier, la réglementation allemande propose sept seuils de libération en activité massique pour chaque radionucléide selon le type de matériaux et l'utilisation ultérieure des matières. Ainsi, les seuils de libération peuvent différer entre les pays, même si, pour un radionucléide donné, les ordres de grandeur restent globalement les mêmes. Enfin, il faut noter que, quasi systématiquement, la réglementation laisse la liberté aux opérateurs de proposer, après accord des autorités, leurs propres seuils de libération en s'appuyant sur des scénarios spécifiques adaptés à leur situation.

La France a fait le choix de ne pas introduire une libération systématique des matériaux. Aucun critère de dose ou seuil n'est défini pour la libération des matériaux TFA, même si une libération est théoriquement possible au cas par cas. Dans la pratique, la procédure associée est très lourde, et l'Autorité de sûreté nucléaire ne souhaite pas

autoriser une filière de libération dans le domaine public. Une libération au sein de la filière nucléaire après traitement dans une installation conventionnelle est envisageable. Une telle filière existe par exemple pour le recyclage de plomb issu d'installations nucléaires.

ANNEXE. LIMITES DU CALCUL DE SEUILS DE LIBERATION - CAS DE LA SUEDE

En 1992, une étude sur les déchets provenant du démantèlement d'installations nucléaires en Suède a été menée (M. Elert & al.)¹⁸. Le but de cette étude n'était pas de dériver directement des seuils de libération mais de proposer une méthodologie pour le calcul de doses (Sv/année)/(Bq/g) pour de nombreux radionucléides et un large panel de scénarios, plus ou moins probables. Ces calculs ont été repris dans une présentation, en 2006 (C. Kuppers), à des fins de comparaison de critères de libération.

Les calculs des doses (M. Elert & al.) prennent en compte divers scénarios incluant différentes voies d'exposition et impliquant différents types d'individus : exposition externe, inhalation de poussières radioactives, ingestion d'eau et de nourriture contaminées pour une personne en contact avec des déchets pendant et après recyclage, pour un travailleur et pour une personne vivant près d'un site de stockage. Par exemple, pour le stockage des déchets TFA sur site ou dans une décharge conventionnelle, des scénarios d'intrusion (construction de routes, de maisons, forage d'un puits sur l'ancien site d'entreposage) ont été évalués. Pour le recyclage des déchets TFA, les exemples de scénarios utilisés sont : réutilisation de béton pour faire des remblais, recyclage de l'acier pour la fabrication de radiateurs, de voitures, de matériel de cuisine...

Les seuils de libération indiqués dans le Tableau A1 ci-dessous ont été calculés comme suit (C. Kuppers) à partir des données de M. Elert & al. :

- Calcul pour chaque radionucléide et scénario de la dose individuelle pour une activité massique de 1 Bq/g,
- Calcul par proportionnalité d'un seuil de libération en considérant une dose individuelle maximale de 10 µSv/an.

NB. Ces seuils n'ont aucun caractère officiel en Suède.

¹⁸ M.Elert, M. Wiborgh, A. Bengtsson, **Basis for Criteria for Exemption of decommissioning Waste**, KEMAKTA Konsult AB, KEMAKTA AR 91-26, Stockholm 1992.

Tableau A1. Seuils de libération dérivés de l'étude sur les critères de base pour la libération des déchets

<i>Seuils de libération pour le stockage</i>		
<i>Radionucléides</i>	<i>Seuils de libération pour 100 000 tonnes de gravats de bâtiments (Bq/g)</i>	<i>Seuils de libération pour 5 000 tonnes d'acier (Bq/g)</i>
^3H	0,11	-
^{14}C	0,60	-
^{55}Fe	2400	174
^{60}Co	4,5	0,12
^{90}Sr	0,000078	0,011
^{137}Cs	0,0080	0,047
^{154}Eu	3700	
^{234}U	0,028	
^{242}Pu	0,0028	0,045

<i>Seuil de libération pour le recyclage</i>		
<i>Radionucléides</i>	<i>Seuils de libération pour 100 000 tonnes de gravats de bâtiments (Bq/g)</i>	<i>Seuils de libération pour 5 000 tonnes d'acier (Bq/g)</i>
^3H	0,051	-
^{14}C	30	-
^{55}Fe	19	220
^{60}Co	0,013	0,13
^{90}Sr	0,0020	2
^{137}Cs	0,0059	5,3
^{154}Eu	0,0029	-
^{241}Am	0,0062	0,011

L'analyse de ces données révèle que pour certains radionucléides, le seuil de libération pour le recyclage est supérieur à celui de l'entreposage, ce qui ne semble pas cohérent. Selon M. Elert, il apparaît que dans son étude, il est fait l'hypothèse que le recyclage en Suède, en particulier pour le béton, serait marginal. Par conséquent, pour la réutilisation du béton, les calculs ont été faits sur la base d'une plus petite quantité de matériau que pour le stockage, conduisant par effet de dilution à des débits de doses moindres.

Par ailleurs, pour le cas du scénario de forage d'un puits sur un site de stockage ou sur une route avec remblais constitué à partir de béton TFA, le débit de dose mesuré sur le

premier site, du fait des hypothèses retenues, est plus important que sur le deuxième (pour un béton aux mêmes caractéristiques radiologiques). Les seuils de libération obtenus par C. Kuppers sont en conséquence plus faibles pour l'option de stockage.

Ces observations indiquent que l'analyse pertinente de seuils retenus pour la libération, le recyclage ou le stockage de matériaux radioactifs doit reposer sur une connaissance approfondie des hypothèses et des scénarios utilisés pour les calculer.

REFERENCES

- [1] AIEA, **International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources**, Safety Series No. 115, 1996.
- [2] AIEA, **Clearance levels for radionuclides in solid materials - Application of exemption principles - Interim report for comment**, IAEA-TECDOC-855, 1996.
- [3] AIEA, **Application of the concepts of exclusion, exemption and clearance**, Safety Guide No. RS-G-1.7, 2004.
- [4] AIEA, **Derivation of activity concentration values for exclusion, exemption, and clearance**, Safety Series Report No. 44, 2005.
- [5] Commission Européenne, **Directive 96/29/EURATOM du Conseil du 13 mai 1996 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants**, 1996.
- [6] Commission Européenne, **Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations**, Radiation Protection 89, 1998.
- [7] Commission Européenne, **Recommended radiological criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations**, Radiation Protection 113, 2000.
- [8] Commission Européenne, **Definition of clearance levels for the release of radioactively contaminated buildings and building rubble**, Radiation Protection 114, 1999.
- [9] Commission Européenne, **Practical use of the concepts of clearance and exemption – Part 1: Guidance on General Clearance Levels for Practices**, Radiation Protection 122, 2000.
- [10] A. Janssens, S. Mundigl, W. Hilden, G. Bruno, **The system of radiation protection, a framework for radioactive waste management - The view of the European Commission**, 11th EAN Workshop on “ALARA in Radioactive Waste Management”, 9-11 avril 2008, Athènes.
- [11] **Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV)**, 21 juillet 2001.

- [12] R. Sefzig, **Clearance in Germany - The framework of regulations**, 4th International Symposium on release of radioactive material from regulatory control - harmonisation of clearance levels and release procedures, 20-22 mars 2006, Hambourg (Allemagne).
- [13] J. Feinhals, **Clearance in Germany - Results of a research project about a guideline for clearance**, 4th International Symposium on release of radioactive material from regulatory control - harmonisation of clearance levels and release procedures, 20-22 mars 2006, Hambourg (Allemagne).
- [14] O. Kosbadt, **Implementation of the release according to § 29 Radiation Protection Ordinance in Baden-Württemberg**, 4th International Symposium on release of radioactive material from regulatory control - harmonisation of clearance levels and release procedures, 20-22 mars 2006, Hambourg (Allemagne).
- [15] NEA/OECD, **Release of radioactive materials and buildings from regulatory control - A status report**, ISBN 978-92-64-99061-6, novembre 2008.
- [16] Publication CIPR 68, **Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by workers**, 1994.
- [17] **Policy for the Long Term management of Solid Low Level Radioactive Waste in the United Kingdom**, 26 March 2007, By DEFRA, DTI and the Devolved Administrations.
- [18] **Public Consultation on Policy for the Long Term management of Solid Low Level Radioactive Waste in the United Kingdom**, February 2006, DEFRA, DTI, SE, WAG and DoENI.
- [19] **A Public Consultation on Policy for the Long Term management of Solid Low Level Radioactive Waste in the United Kingdom: Summary of Comments and Government Responses (26 March 2007)**, DEFRA, DTI, SE, WAG and DoENI.
- [20] **The Swedish Radiation Protection Institute's regulations on clearance of goods and oil from controlled areas at nuclear facilities**, SSI's Code of Statutes SSI FS 1996 :2, 1996.
- [21] H. Efraimsson and A. Wiklund, **Clearance in connection with decommissioning of nuclear facilities - A swedish regulator's view**, Second International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, 8-10 November, 1999, Hamburg, Germany.
- [22] Bergman and Holmberg, **Decommissioning and clearance of the R1 Reactor**, SSI Report 85-07, 1985.

- [23] Jones, Lindgren, **Clearance of materials from decommissioning of nuclear facilities in Sweden - a review of exposure pathways during management of decommissioning waste at disposal sites**, Kemakta AR 2005-20, Kemakta AB, 2005 (in Swedish).
- [24] H. Efraimsson, **Proposed new clearance regulations in Sweden, presented at the 4th International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control- Harmonisation of Clearance Levels and Release Procedures**, 20-22 March, 2006 in Hamburg, Germany.
- [25] Real decreto 1836/1999, de 3 de diciembre, por el que se aprueba el reglamento sobre instalaciones nucleares y radiactivas.
- [26] Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental.
- [27] Real Decreto 833/1988, de 20 de julio 1988, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, básica de residuos tóxicos y peligrosos. BOE número 182 de 30 de julio de 1988. Ley 10/1998, de 21 de abril 1998, de Residuos.
- [28] Ley 54/1997, de 27 noviembre 1997, del Sector Eléctrico.
- [29] Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire, **Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaire**, Gazette du Canada Partie III, Vol. 20, N° 1, 9 mai 1997.
- [30] Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire, **Règlement sur les substances nucléaires et les appareils à rayonnement**, DORS/2000-207, 31 mai 2000.
- [31] Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire, **Règlement général sur la sûreté et les réglementations nucléaires**, DORS/2000-202, 31 mai 2000.
- [32] Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire, **Guide d'application de la réglementation – Les plans de déclassement des activités autorisées**, G-219, juin 2000.
- [33] Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire, **Modifications proposées au Règlement sur les installations nucléaires et l'équipement réglementé de catégorie II et au Règlement sur les substances nucléaires et les appareils à rayonnement - Rapport des commentaires reçus pendant la consultation préalable**, Octobre 2006
- [34] République Slovaque, **Public Health Act No. 126/2006**.

- [35] République Slovaque, **No.345/2006 Coll. on Basic Safety Requirements for Health Protection of Workers and Population Against Ionising Radiation.**
- [36] Royaume de Belgique, Ministère de l'intérieur, **Arrêté royale du 20 juillet 2001 portant règlement général de la protection de la population, des travailleurs et de l'environnement contre les dangers des rayonnements ionisants, 2001.**