



Radioprotection

Dosimétrie, tome I : Détermination de la dose professionnelle

REGDOC-2.7.2

Juillet 2021



Dosimétrie, tome I : Détermination de la dose professionnelle

Document d'application de la réglementation REGDOC-2.7.2

© Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) 2021

N° de cat. N° CC172-226/1-2021F-PDF

ISBN 978-0-660-39663-7

La reproduction d'extraits de ce document à des fins personnelles est autorisée à condition que la source soit indiquée en entier. Toutefois, la reproduction de ce document en tout ou en partie à des fins commerciales ou de redistribution nécessite l'obtention préalable d'une autorisation écrite de la Commission canadienne de sûreté nucléaire.

Also available in English under the title: Dosimetry, Volume 1: Ascertaining Occupational Dose

Disponibilité du document

Les personnes intéressées peuvent consulter le document sur le [site Web de la CCSN](#). Pour obtenir un exemplaire du document en français ou en anglais, veuillez communiquer avec :

Commission canadienne de sûreté nucléaire

280, rue Slater

C.P. 1046, succursale B

Ottawa (Ontario) K1P 5S9

CANADA

Téléphone : 613-995-5894 ou 1-800-668-5284 (au Canada seulement)

Télécopieur : 613-995-5086

Courriel : cnsccnsc@ccsn.gc.ca

Site web : suretenucleaire.gc.ca

Facebook : [facebook.com/Commissioncanadiennedesuretenucleaire](https://www.facebook.com/Commissioncanadiennedesuretenucleaire)

YouTube : [youtube.com/ccsnccnsc](https://www.youtube.com/ccsnccnsc)

Twitter : [@CCSN_CNSC](https://twitter.com/CCSN_CNSC)

LinkedIn : [linkedin.com/company/cnsc-ccsn](https://www.linkedin.com/company/cnsc-ccsn)

Historique de publication

Juillet 2021

Version 1.0

Préface

Le présent document d'application de la réglementation fait partie de la série de documents de la CCSN traitant de la radioprotection. La liste complète des séries figure à la fin du présent document et elle peut être consultée à partir du [site Web de la CCSN](#).

Le document d'application de la réglementation REGDOC-2.7.2, tome I, énonce l'orientation permettant de déterminer la dose professionnelle. Il fournit également de l'orientation relativement à la modification des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national (FDN) de Santé Canada.

Pour plus de renseignements sur la mise en œuvre des documents d'application de la réglementation et sur l'approche graduelle, voir le document REGDOC-3.5.3, *Principes fondamentaux de réglementation*.

Le terme « doit » est employé pour exprimer une exigence à laquelle le titulaire ou le demandeur de permis doit se conformer. Le terme « devrait » dénote une orientation ou une mesure conseillée. Le terme « pourrait » exprime une option ou une mesure conseillée ou acceptable dans les limites du présent document d'application de la réglementation. Le terme « peut » exprime une possibilité ou une capacité.

Aucun élément du présent document ne doit être interprété comme libérant le titulaire de permis des autres exigences pertinentes. Le titulaire de permis a la responsabilité de prendre connaissance de tous les règlements et de toutes les conditions de permis applicables et d'y adhérer.

Table des matières

1.	Introduction.....	1
1.1	Objectif	1
1.2	Portée	1
1.3	Dispositions législatives pertinentes	2
2.	Renseignements généraux	2
2.1	Limites de dose efficace.....	2
2.2	Limites de dose équivalente.....	3
2.3	Méthodes de dosimétrie	3
2.4	Services de dosimétrie	4
2.5	Registres des doses	4
2.6	Fichier dosimétrique national	4
2.7	Caractérisation des conditions de rayonnement.....	5
	Partie A : Exposition externe.....	6
3.	Grandeurs opérationnelles.....	6
3.1	Équivalent de dose ambiant, $H^*(d)$	6
3.2	Équivalent de dose directionnel, $H'(d, \Omega)$	6
3.3	Équivalent de dose individuel, $H_p(d)$	6
4.	Contrôle direct	7
4.1	Technologies des dosimètres	10
4.1.1	Dosimètres thermoluminescents et dosimètres à luminescence stimulée optiquement	10
4.1.2	Dosimètres à lecture directe.....	10
4.1.3	Détecteur solide de traces nucléaires	10
4.1.4	Radiamètres à neutrons portatifs.....	11
4.2	Dosimétrie du corps entier	11
4.3	Dosimétrie multiple du corps entier.....	11
4.3.1	Calcul de la dose efficace externe au corps entier à l'aide de dosimètres multiples	13
4.4	Dosimétrie aux extrémités	14
4.5	Dosimétrie du cristallin de l'œil	15

4.6	Dosimétrie neutronique.....	17
5.	Détermination de la dose externe par estimation.....	18
5.1	Contrôle indirect	18
5.1.1	Facteur de considération particulier pour le cristallin.....	19
5.2	Modélisation des doses	19
5.3	Contamination de la peau.....	20
5.3.1	Efficacité des contaminamètres	20
5.3.2	Mesures du rayonnement de fond.....	20
5.3.3	Mesure de la contamination cutanée.....	21
5.3.4	Calcul de la dose cutanée d'après les données de contamination	21
	Partie B – Exposition interne	24
6.	Grandeurs	24
7.	Méthodes de contrôle de l'incorporation	25
7.1	Contrôle individuel	25
7.2	Types de programmes de contrôle de l'incorporation chez les personnes et choix des participants.....	30
7.2.1	Contrôle courant par essai biologique.....	30
7.2.2	Essai biologique spécial.....	33
7.2.3	Contrôle de confirmation.....	33
7.2.4	Contrôle lié aux tâches.....	34
7.2.5	Intervalle de contrôle	34
7.3	Contrôle de l'air pour déterminer la dose aux travailleurs.....	37
8.	Interprétation des résultats du contrôle	39
8.1	Seuils administratifs.....	39
8.2	Exactitude des résultats des essais biologiques	41
9.	Détermination de la dose efficace engagée.....	43
10.	Étalonnage	45
11.	Limitation de l'incorporation de substances nucléaires par les travailleuses qui allaitent.....	45

12.	Détermination de la dose résultant de l'incorporation de substances nucléaires par une plaie	47
Partie C – Modifications des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national		
	dosimétrique national	52
13.	Procédure générale	52
14.	Procédure de demande de modification de renseignements sur les doses individuelles	52
15.	Procédure de demande de modification des renseignements sur les doses d'un groupe.....	53
16.	Coordonnées de la personne-ressource	54
Annexe A : Orientation concernant le choix de la dosimétrie pour le cristallin		55
Annexe B : Évaluation de l'activité manipulée pour le choix des participants à un programme de contrôle courant de l'incorporation		57
B.1	Fondement technique	57
B.2	Exemple : Détermination de la participation à un programme d'essais biologiques	59
Annexe C : Protocoles d'intervention pour les essais biologiques en cas d'incorporation anormale de radionucléides		63
C.1	Introduction.....	63
C.2	Méthodes d'essais biologiques	63
C.3	Essais biologiques « courants » et « spéciaux ».....	63
C.4	Choix et utilisation des méthodes d'essais biologiques	64
C.5	Protocoles d'intervention.....	65
C.6	Protocole d'intervention déclenché par des essais biologiques courants.....	66
C.7	Protocole d'intervention déclenché par un incident anormal.....	67
C.8	Prélèvement et manipulation d'échantillons d'essais biologiques.....	69
C.8.1	Recommandations générales.....	69
C.8.2	Étiquetage des échantillons.....	69
C.8.3	Traitement et stockage des échantillons d'urine	69
C.8.4	Prélèvement et conservation des échantillons de matières fécales	69

Annexe D : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Tritium.....71

D.1	Méthodes d'analyse du tritium dans l'urine.....	71
D.2	Fréquence de contrôle.....	71
D.3	Détermination de la dose	72
D.4	Contrôle de la qualité du comptage par scintillation en milieu liquide.....	73

Annexe E : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Iode radioactif.....75

E.1	Contexte.....	75
E.2	Participation au programme de dépistage	75
E.2.1	Travailleurs – Manipulation normale.....	75
E.2.2	Dépistage en réponse à des déversements et à la contamination personnelle.....	76
E.3	Choix des instruments.....	77
E.3.1	Épaisseur du cristal	77
E.3.2	Diamètre du cristal.....	77
E.3.3	Matériau de la fenêtre de la sonde	77
E.4	Méthode de dépistage	78
E.4.1	Configuration.....	78
E.4.2	Vérifications aux fins de contrôle de la qualité	78
E.4.3	Réalisation du dépistage	79
E.5	Période de contrôle	79
E.6	Validation des résultats du dépistage.....	79
E.6.1	Niveau général	79
E.6.2	Niveau d'enquête	80
E.6.3	Niveau de déclaration	80
E.6.4	Registre de dépistage	80
E.7	Composés d'iode radioactif volatils.....	80
E.8	Étalonnage des instruments.....	81
E.8.1	Généralités	81
E.8.2	Efficacité du détecteur	81
E.8.3	Activité minimale détectable	82
E.8.4	Calcul de l'AMD de l'échantillon.....	82
E.8.5	Dossiers.....	83

E.9	Exemple de registre de dépistage thyroïdien pour l'iode 131.....	83
E.10	Graphiques de contrôle de la qualité.....	83
Annexe F : Recommandations propres aux radionucléides concernant les mesures par		
essais biologiques et la dosimétrie interne – Uranium.....85		
F.1	Limites annuelles d'incorporation des composés d'uranium.....	85
F.2	Toxicité chimique des composés de l'uranium.....	85
F.3	Détermination de la dose attribuable à l'incorporation de composés d'uranium.....	88
F.3.1	Essai biologique <i>in vitro</i>	88
F.3.2	Essai biologique <i>in vivo</i>	88
Annexe G : Recommandations propres aux radionucléides concernant le contrôle de l'air et		
la dosimétrie interne – Produits de filiation du radon.....89		
G.1	Introduction.....	89
G.2	Coefficients de dose pour les produits de filiation du radon.....	90
G.3	Mesure de la concentration des produits de filiation du radon et calcul de l'EPEA.....	90
G.4	Détermination des doses provenant du radon	91
Glossaire.....92		
Références.....93		
Renseignements supplémentaires.....96		

Détermination de la dose professionnelle

1. Introduction

Le document REGDOC-2.7.2, *Dosimétrie, tome I : Détermination de la dose professionnelle* met à jour et remplace les documents d'application de la réglementation suivants, publiés antérieurement, sur des sujets liés à la dosimétrie :

- G-91, *Contrôle et enregistrement des doses de rayonnement aux personnes* (2003)
- G-147, *Protocoles d'intervention pour les essais biologiques en cas d'incorporation anormale de radionucléides* (2003)
- RD-58, *Dépistage de l'iode radioactif déposé dans la thyroïde* (2008)
- GD-150, *Conception et mise en œuvre d'un programme d'essais biologiques* (2010)
- S-260, *Modification des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national* (2004)

De nouvelles orientations sont formulées sur les sujets suivants :

- Détermination et consignation de la dose équivalente au cristallin de l'œil
- Utilisation des services de dosimétrie autorisés pour les doses annuelles à la peau, ou aux mains et aux pieds, qui sont supérieures à 50 mSv

Le document est divisé en trois sections distinctes :

- La partie A présente des renseignements sur la détermination de la dose professionnelle attribuable à des sources externes de rayonnement.
- La partie B présente des renseignements sur la détermination de la dose professionnelle attribuable à des sources internes de rayonnement.
- La partie C décrit le processus de modification des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national (FDN).

1.1 Objectif

Le document REGDOC-2.7.2, tome I, énonce l'orientation concernant la détermination de la dose professionnelle. Il fournit également de l'orientation relativement à la modification des renseignements sur les doses déposés dans le FDN.

1.2 Portée

Le présent document énonce l'orientation en matière de dosimétrie afin d'assurer la protection des travailleurs. La portée du présent document n'englobe pas ce qui suit :

- l'orientation en matière de radioprotection qui figurent dans le document REGDOC-2.7.1, *Radioprotection* [1]
- les exigences et l'orientation en matière de services de dosimétrie qui figurent dans le document REGDOC-2.7.2, *Dosimétrie, tome II : Exigences techniques et relatives aux systèmes de gestion pour les services de dosimétrie* [2]

- les exigences et l'orientation en matière de protection de l'environnement qui figurent dans le document REGDOC-2.9.1, *Principes, évaluations environnementales et mesures de protection de l'environnement* [3]

1.3 Dispositions législatives pertinentes

Les dispositions suivantes de la [Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires](#) (LSRN) sont applicables au présent document :

- l'article 2 définit le terme « travailleur du secteur nucléaire (TSN) »
- l'article 27 précise que les titulaires de permis doivent tenir des registres des doses et les conserver pendant une période prescrite

Les dispositions suivantes du *Règlement sur la radioprotection* (RRP) s'appliquent au présent document :

- le paragraphe 5(1) du RRP stipule que tous les titulaires de permis doivent contrôler et enregistrer l'ampleur de l'exposition aux produits de filiation du radon de chaque personne mentionnée à l'article 27 de la LSRN, ainsi que la dose efficace et la dose équivalente qui sont reçues par la personne et engagées à son égard.
- l'article 13 établit les limites de dose efficace
- l'article 14 établit les limites de dose équivalente
- l'article 15 établit les limites de dose pour les personnes participant à la maîtrise d'une situation d'urgence
- le paragraphe 24(2) stipule que les titulaires de permis doivent tenir des registres des doses pendant cinq ans après le jour où l'information est recueillie

2. Renseignements généraux

2.1 Limites de dose efficace

Les limites réglementaires relatives à la dose efficace s'appliquent à toutes les sources de radioexposition combinées, notamment les sources externes et internes au corps.

L'article 13 du RRP établit les limites de dose efficace pour diverses personnes. Il s'agit des TSN, des TSN enceintes et des personnes qui ne sont pas des TSN (non-TSN). L'article 15 du RRP établit les limites de dose efficace pour les personnes participant à la maîtrise d'une situation d'urgence. Pour chacune de ces personnes, les limites de dose efficace s'appliquent à la somme de ce qui suit :

- la dose efficace reçue de sources de rayonnement ionisant externes au corps
- la dose efficace engagée (DEE) attribuable au radon et à ses produits de filiation, lorsqu'ils sont absorbés par l'organisme
- la DEE provenant des radionucléides (autres que le radon 222 et ses produits de filiation) absorbés dans l'organisme

La dose efficace totale, déterminée selon la méthode de la somme ci-dessus, est comparée aux limites de dose efficace applicables, stipulées aux articles 13 et 15 du RRP, pour déterminer la conformité à ces limites.

2.2 Limites de dose équivalente

L'article 14 du RRP établit les limites de dose équivalente aux TSN et à toute autre personne pour le cristallin de l'œil, la peau ainsi que les mains et les pieds. L'article 15 du RRP établit les limites de dose équivalente pour les personnes participant à la maîtrise d'une situation d'urgence. Pour chacune de ces personnes, les limites de dose équivalente s'appliquent au produit, en sievert, obtenu en multipliant la dose absorbée par le facteur de pondération d'un type donné de rayonnement.

La dose équivalente totale, déterminée selon la méthode ci-dessus, est comparée aux limites de dose équivalente applicables, stipulées aux articles 14 et 15 du RRP, pour déterminer la conformité à ces limites.

2.3 Méthodes de dosimétrie

Le présent document fait référence à 3 approches générales de la dosimétrie : le contrôle direct, le contrôle indirect et la modélisation des doses.

Le contrôle direct constitue la dosimétrie personnelle ou le contrôle individuel. Il comprend l'utilisation de dosimètres personnels d'extrémité ou du corps entier, les échantillonneurs d'air personnels ainsi que les mesures d'essais biologiques *in vivo* et *in vitro*. Le contrôle direct est la méthode la plus précise et privilégiée pour déterminer les doses aux travailleurs.

Le contrôle indirect constitue le contrôle en milieu de travail. Il comprend les mesures du débit de dose pour le rayonnement gamma ou les neutrons et la surveillance de l'air dans les différentes zones. Les doses aux travailleurs peuvent être estimées en appliquant les résultats du contrôle indirect aux temps d'occupation.

La modélisation des doses vise l'estimation des doses en fonction d'un terme source caractérisé, en tenant compte des paramètres pertinents, comme la durée et la géométrie de l'exposition, le blindage et les types de rayonnement ou de substances nucléaires. Elle comprend l'application de coefficients de doses publiés, est généralement réalisée à l'aide d'un logiciel et, normalement, est de nature prospective. Parmi les sources des coefficients de dose se trouvent généralement celles publiées par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Il convient de noter que les coefficients de dose interne de la CIPR sont mis à jour afin d'intégrer les facteurs de pondération des tissus introduits dans la publication 103 de la CIPR, *Recommandations de 2007 de la Commission internationale de protection radiologique* [4]. Néanmoins, l'utilisation des coefficients de dose actuels de la CIPR demeure acceptable à l'heure actuelle aux fins de la modélisation de la dose.

2.4 Services de dosimétrie

L'article 8 du RRP exige des titulaires de permis qu'ils utilisent un service de dosimétrie autorisé par la CCSN pour mesurer et contrôler les doses de rayonnement reçues par les TSN et engagées à leur égard lorsqu'ils risquent vraisemblablement de recevoir :

- une dose efficace supérieure à 5 mSv au cours d'une période de dosimétrie d'un an, ou
- une dose équivalente à la peau ou aux mains et aux pieds supérieure à 50 mSv au cours d'une période de dosimétrie d'un an

Cette exigence veille à ce que le contrôle des doses présente une exactitude et une précision suffisantes. Les exigences relatives aux services de dosimétrie autorisés figurent dans le document REGDOC-2.7.2, tome II [2].

L'orientation visant à déterminer les circonstances dans lesquelles des services de dosimétrie autorisés seraient requis se trouve dans le document REGDOC-2.7.1 [1].

2.5 Registres des doses

Toutes les données utilisées pour déterminer les doses, tous les rapports produits dans le cadre d'enquêtes et tous les documents associés aux demandes de modification des renseignements sur les doses (DMRD), y compris le rapport d'enquête, le formulaire DMRD et la lettre d'approbation de la CCSN, doivent être conservés pendant la période prescrite au paragraphe 24(2) du RRP. Ces données devraient permettre de recréer et de vérifier de manière raisonnable les résultats à partir des données initiales mises en référence. Une méthode claire d'identification des travailleurs et de tenue des dossiers de doses devrait être établie. L'identification, l'entreposage, la protection, la récupération et l'élimination des documents devraient être contrôlés.

2.6 Fichier dosimétrique national

Selon le RRP, si les mesures de dose sont enregistrées par un service de dosimétrie autorisé, les dossiers de doses des TSN devraient être soumis au FDN avec les renseignements personnels précis stipulés dans le RRP.

Le FDN est une base de données maintenue et gérée par Santé Canada, assurant le suivi des doses de rayonnement reçues par les personnes enregistrées tout au long de leur vie. La CCSN a conclu avec Santé Canada un protocole d'entente qui énonce les responsabilités de Santé Canada à l'égard de l'exploitation du registre, de la tenue à jour des renseignements exigés en vertu du RRP et de la mise à la disposition de ces renseignements à la CCSN¹.

Sur demande, Santé Canada communique à la CCSN des renseignements du FDN sur les tendances des données concernant les doses pour les installations ou les groupes d'installations, des renseignements détaillés sur les doses pour les particuliers et les titulaires de permis, et les renseignements nécessaires aux études sur la santé, notamment les études épidémiologiques. Santé Canada informe également la CCSN de tout dossier indiquant qu'une limite de dose pour

¹ Le FDN est un registre des doses professionnelles reçues par les travailleurs canadiens. Il comprend également les doses reçues par les travailleurs étrangers; toutefois, ces doses ne sont pas utilisées pour l'analyse des données du FDN. Elles sont incluses afin que les services de dosimétrie puissent se conformer à l'article 19 du RRP.

un TSN a été dépassée. L'identification rapide de tels dossiers permet à la CCSN d'agir immédiatement pour s'assurer que les titulaires de permis ont pris les mesures qui s'imposent en vertu du RRP.

Un titulaire de permis pourrait demander la modification d'un dossier de doses ou d'un groupe de dossiers de doses dans le FDN. La partie C décrit le processus à suivre pour apporter des modifications aux renseignements sur les doses déposés dans le FDN.

2.7 Caractérisation des conditions de rayonnement

Une évaluation des risques en milieu de travail devrait être réalisée et documentée en conséquence. Les conditions radiologiques (p. ex. l'aménagement de l'installation, les types de radionucléides et les activités exercées) d'une installation autorisée ou d'un endroit où une activité autorisée est exercée devraient être caractérisées, documentées, contrôlées et mises à jour en cas de changements pouvant avoir une incidence sur les doses aux travailleurs. La caractérisation des conditions radiologiques devrait fournir une description complète des sources de rayonnement et de la nature du rayonnement présent dans tous les lieux de travail qui pourraient entraîner une exposition externe. Il faudrait vérifier périodiquement les conditions radiologiques et tenir à jour la documentation.

Pour les sources d'exposition externe, la caractérisation radiologique devrait inclure ce qui suit :

- les radionucléides qui seront présents sur le lieu de travail, ainsi que leur période radioactive, leurs produits de filiation et leurs abondances relatives
- les types de rayonnement émis par ces radionucléides et leurs énergies
- une description des sources de rayonnement (p. ex. forme physique, géométrie et renseignements applicables sur le blindage)

Le cas échéant, les titulaires de permis devraient documenter le spectre d'énergie neutronique dans le milieu de travail. Cette information devrait servir à choisir les méthodes utilisées pour déterminer les doses aux travailleurs provenant de l'exposition aux neutrons. En général, la caractérisation des conditions radiologiques dans un milieu de travail génère des renseignements importants en vue de choisir les types de dosimétrie appropriés.

Pour les sources d'exposition interne, la caractérisation radiologique devrait fournir une description complète de la nature, de l'étendue et de la variabilité de la contamination de surface, de la radioactivité en suspension dans l'air et des autres sources potentielles d'incorporation, le cas échéant, dans tous les lieux de travail. La caractérisation radiologique devrait documenter les valeurs par défaut et, le cas échéant, les renseignements suivants pour toutes les zones d'une installation :

- les radionucléides qui devraient être présents sur le lieu de travail, ainsi que leur période radioactive, les produits de filiation et leurs abondances relatives
- les types de rayonnement émis par ces radionucléides et leurs énergies
- leurs formes chimiques et les types connexes de dégagement des voies respiratoires
- la taille des particules (p. ex. exprimées en diamètre aérodynamique médian en activité, ou AMAD), le cas échéant

Partie A : Exposition externe

La dosimétrie externe est la mesure de la dose lorsque les sources de rayonnement sont à l'extérieur du corps. La dosimétrie externe concerne les rayonnements qui peuvent pénétrer la couche morte de la peau : les photons, le rayonnement bêta et les neutrons. Puisque les photons et le rayonnement bêta interagissent avec les particules chargées et que les neutrons interagissent par l'intermédiaire de la force nucléaire, les techniques de dosimétrie et les méthodes de détection sont très différentes.

L'exposition externe au rayonnement peut être mesurée par un contrôle direct. Toutefois, si le temps et les ressources nécessaires à la mesure directe l'emportent sur l'utilité de cette méthode, l'exposition peut être estimée.

3. Grandeurs opérationnelles

Les grandeurs opérationnelles sont définies dans le rapport 51 de la Commission internationale sur les unités et les mesures de radioprotection (ICRU), *Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry* [5], qui forment un ensemble de quantités mesurables d'exposition externe qu'on peut utiliser pour démontrer le respect des limites de dose réglementaires. Les renseignements qui suivent sont fondés sur ce rapport.

3.1 Équivalent de dose ambiant, $H^*(d)$

L'équivalent de dose ambiant est utilisé lorsqu'on emploie le contrôle de la zone pour déterminer la dose externe. Dans le cas des rayonnements fortement pénétrants, une profondeur de 10 mm est utilisée. Pour les rayonnements faiblement pénétrants, on utilise des profondeurs de 0,07 mm pour la peau et de 3 mm pour le cristallin. La grandeur $H^*(d)$ représente l'équivalent de dose ambiant, où (d) est la profondeur mesurée en millimètres.

3.2 Équivalent de dose directionnel, $H'(d, \Omega)$

L'équivalent de dose directionnel est utilisé lorsqu'on emploie le contrôle de la zone pour déterminer la dose externe. Cette grandeur opérationnelle tient compte de la direction spécifiée du champ de rayonnement, Ω . Pour un rayonnement fortement pénétrant, on emploie une profondeur de 10 mm. Pour les rayonnements faiblement pénétrants, on utilise des profondeurs de 0,07 mm pour la peau et de 3 mm pour le cristallin. La valeur $H'(d, \Omega)$ représente l'équivalent de dose directionnel, où (d) est la profondeur mesurée en millimètres.

3.3 Équivalent de dose individuel, $H_p(d)$

L'équivalent de dose individuel est la grandeur opérationnelle employée lorsqu'on utilise le contrôle direct (ou individuel) pour déterminer la dose externe. Pour un rayonnement fortement pénétrant, on emploie une profondeur de 10 mm. Pour les rayonnements faiblement pénétrants, on utilise des profondeurs de 0,07 mm pour la peau et de 3 mm pour le cristallin. La valeur $H_p(d)$ représente l'équivalent de dose individuel, où (d) est la profondeur mesurée en millimètres.

Tableau 1 : Résumé des grandeurs opérationnelles

Grandeur opérationnelle	Description
$H^*(10)$	Équivalent de dose ambiant à une profondeur de 10 mm
$H^*(0,07)$	Équivalent de dose ambiant à une profondeur de 0,07 mm
$H^*(3)$	Équivalent de dose ambiant à une profondeur de 3 mm
$H'(10, \Omega)$	Équivalent de dose directionnel à une profondeur de 10 mm
$H'(0,07, \Omega)$	Équivalent de dose directionnel à une profondeur de 0,07 mm
$H'(3, \Omega)$	Équivalent de dose directionnel à une profondeur de 3 mm
$H_p(10)$	Équivalent de dose individuel à une profondeur de 10 mm
$H_p(0,07)$	Équivalent de dose individuel à une profondeur de 0,07 mm
$H_p(3)$	Équivalent de dose individuel à une profondeur de 3 mm

4. Contrôle direct

Afin de déterminer les doses externes reçues par les travailleurs, on pourrait effectuer un contrôle direct à l'aide d'un dosimètre personnel. On peut recourir à un service de dosimétrie autorisé pour déterminer la dose aux travailleurs. Lorsqu'un service de dosimétrie autorisé n'est pas requis, on pourrait aussi déterminer les doses au moyen des techniques de contrôle direct spécifiées dans le programme de radioprotection du titulaire de permis.

Les dosimètres sont divisés en deux grandes catégories :

- les dosimètres passifs, qui produisent un signal induit par le rayonnement, signal qui est enregistré dans l'appareil; le dosimètre est ensuite traité et ses résultats sont analysés
- les dosimètres actifs, qui produisent un signal induit par le rayonnement, signal dont la lecture directe indique la dose ou le débit de dose détecté

Un dosimètre passif typique utilisé pour mesurer le rayonnement photonique et bêta consiste en un détecteur inséré dans un support. Les divers dosimètres sont configurés différemment. Cependant, le détecteur contient un ou plusieurs éléments sensibles, et le support contient le ou les filtres. Dans un dosimètre qui mesure le rayonnement photonique et bêta, c'est principalement le filtre/support qui permet à l'instrument de différencier l'équivalent de dose individuel à la peau ou à l'œil (grandeurs $H_p(0,07)$ et $H_p(3)$, respectivement), et l'équivalent de dose individuel au corps entier (grandeur $H_p(10)$). Une partie du support pourrait comporter une fenêtre ouverte (aucun filtre ou un filtre très fin) pour mesurer la grandeur $H_p(0,07)$, et l'autre partie du détecteur pourrait comporter un support plus épais qui permet de mesurer la grandeur $H_p(3)$ ou $H_p(10)$. Les filtres plus épais bloquent le rayonnement photonique et bêta de faible énergie, et permettent seulement au rayonnement le plus pénétrant de déposer de l'énergie. Certains dosimètres sont pourvus de plusieurs filtres d'épaisseurs et de compositions différentes qui leur permettent de différencier divers niveaux d'énergie.

Les dosimètres actifs les plus couramment utilisés pour mesurer le rayonnement photonique et bêta affichent les doses électroniquement sur un écran. Les dosimètres stylos (aussi appelés dosimètres de poche) sont également des dosimètres actifs. Dans un dosimètre stylo, les doses sont indiquées par la position d'une ligne mince sur une échelle indiquant l'exposition au rayonnement.

Il existe plusieurs technologies différentes de dosimètres permettant de mesurer le rayonnement photonique et bêta. Les dosimètres passifs pour le corps entier comprennent les dosimètres thermoluminescents et les dosimètres à luminescence stimulée optiquement. Les dosimètres actifs pour le corps entier comprennent les dosimètres à lecture directe, aussi appelés dosimètres électroniques personnels ou dosimètres sonores individuels.

Les techniques de mesure pour déterminer les doses résultant du rayonnement photonique et bêta sont généralement inappropriées pour mesurer le rayonnement neutronique, car les neutrons interagissent différemment avec la matière.

Il existe divers types de radiamètres à neutrons. Les radiamètres à neutrons individuels (dont le plus populaire est le détecteur solide de traces nucléaires) et les radiamètres à neutrons portatifs en sont des exemples. Ces technologies de dosimètre sont décrites de manière plus approfondie à la section 4.1.

La qualité des résultats d'un dosimètre dépend de nombreux facteurs :

- La réponse d'un dosimètre varie en fonction de l'énergie et de l'angle d'incidence du rayonnement par rapport au détecteur du dosimètre.
- Les dosimètres varient dans leur capacité à détecter différents types de rayonnement (photonique, bêta ou neutronique).
- Le signal d'un dosimètre peut s'estomper avec le temps. Cela peut être causé par des facteurs environnementaux tels que la température, la lumière et l'humidité.
- Certains dosimètres sont limités également dans leur capacité à fonctionner dans des champs de rayonnement pulsé².
- Certains dosimètres sont plus sensibles et peuvent détecter une quantité de rayonnement plus faible que d'autres.
- Les dosimètres diffèrent dans leur capacité à résister à des conditions environnementales difficiles.

On devrait discuter avec le fournisseur de services de dosimétrie ou le fabricant du dosimètre de toute limitation concernant les facteurs ci-dessus, afin de bien les comprendre. Ces limitations devraient être documentées, et les travailleurs devraient recevoir une formation afin que des mesures appropriées de protection puissent être prises pour prévenir tout impact sur les résultats de la dosimétrie. Par exemple, on sait que de nombreux dosimètres actifs ont une efficacité médiocre dans les champs de rayonnement pulsé. Par conséquent, si les champs de rayonnement pulsé contribuent de façon appréciable à la dose, on devrait en tenir compte au moment de choisir le dosimètre le plus approprié pour déterminer la dose aux travailleurs.

La réponse d'un dosimètre est la valeur mesurée ou évaluée, divisée par la valeur conventionnellement vraie. La valeur conventionnellement vraie, également appelée « meilleure estimation », est la valeur attribuée à une grandeur et est reconnue comme ayant une incertitude appropriée pour une fin donnée. La réponse variera selon le type et l'énergie du rayonnement auquel le dosimètre est exposé. Les fournisseurs de service de dosimétrie pourraient offrir la possibilité d'appliquer des facteurs de correction normalisés applicables à des radionucléides ou des énergies spécifiques, pour obtenir des résultats plus précis. On devrait examiner

² Dans un champ de rayonnement pulsé, l'intensité des débits de dose varie périodiquement au fil du temps.

soigneusement ces options en consultation avec le fournisseur de services de dosimétrie. Si des facteurs de correction sont appliqués, ils devraient être documentés et révisés si des changements surviennent dans le lieu de travail ou dans les activités professionnelles, changements qui pourraient en affecter la validité.

Les dosimètres devraient être fixés au corps pour éviter qu'ils ne tombent pendant le travail, et ils devraient être orientés vers l'extérieur et non couverts par d'autres articles ou dispositifs. Ils devraient être portés sur le tronc du corps, entre la taille et les épaules, à l'endroit où l'exposition prévue est la plus élevée (ou placés conformément aux instructions du fabricant).

Lorsque les dosimètres ne sont pas portés, ils devraient être entreposés dans un endroit où les débits de dose sont aussi proches que possible du rayonnement de fond et où les conditions d'entreposage sont favorables (endroits où les dosimètres sont protégés des rayons directs du soleil, des températures extrêmes, de la poussière, etc.). Les dosimètres ne devraient jamais être entreposés près des matières radioactives ou des appareils d'exposition. Au moins un dosimètre de contrôle du même type devrait être conservé dans chaque zone de stockage des dosimètres pendant la période de port. Le dosimètre de contrôle permet de contrôler la dose non liée au travail, soit la dose à laquelle les dosimètres individuels sont également exposés lorsqu'ils ne sont pas portés (c.-à-d. pendant leur stockage et leur transport). Cela comprend la dose provenant du rayonnement de fond et d'autres sources qui ne sont pas liées aux activités autorisées. Une fois traitées, les doses indiquées par le dosimètre de contrôle pourraient être soustraites des doses indiquées par les dosimètres des travailleurs, afin que la dose professionnelle nette puisse être déterminée avec précision. Les dosimètres de contrôle devraient être expédiés avec les dosimètres pendant le transport afin d'indiquer l'exposition potentielle au rayonnement pendant le transport. Pour l'expédition des dosimètres, on devrait utiliser des services de transport qui n'entraîneront pas d'exposition accidentelle à un rayonnement supérieur aux niveaux ambiants pendant le transport des dosimètres. Par exemple, on ne devrait pas faire appel aux services de transport qui expédient des matières radioactives.

Lorsqu'une personne voyage par avion avec un dosimètre, le dosimètre ne devrait pas être rangé dans les bagages enregistrés ou les bagages de cabine. Ainsi, le dosimètre n'enregistrera pas les doses non personnelles après avoir été exposé aux appareils de radiographies ou aux scanners qui sont utilisés dans la plupart des aéroports dans le cadre des protocoles de contrôle de sécurité des bagages. La pratique exemplaire consiste à transporter ou à porter le dosimètre au moment de traverser le point de contrôle de sûreté.

On devrait prendre des précautions pour protéger les dosimètres contre la contamination par des matières radioactives. Toutefois, cela devrait toujours se faire en consultation avec le fabricant ou le fournisseur de services de dosimétrie pour s'assurer que les mesures prises n'ont pas d'incidence sur les résultats du dosimètre.

Des procédures devraient être mises en place pour traiter les dosimètres qui ont été compromis (p. ex. les dosimètres perdus, endommagés ou soumis à une exposition non personnelle). Ces situations devraient faire l'objet d'une enquête, et des mesures appropriées devraient être prises dès que possible. L'enquête devrait comporter des discussions avec le travailleur dont le dosimètre a été compromis et avec le fournisseur de services de dosimétrie. Un dosimètre de remplacement devrait être fourni et, le cas échéant, une demande de modification des renseignements sur les doses devrait être présentée à la CCSN, conformément à l'orientation fournie à la partie C du présent document.

4.1 Technologies des dosimètres

Les technologies de dosimètres actifs et passifs décrites dans cette section sont couramment utilisées et présentées à titre d'exemples. D'autres technologies sont également disponibles.

Si un dosimètre fournit un résultat inattendu ou dépasse un seuil d'intervention, une enquête devrait être menée conformément au REGDOC-2.7.1 [1]. Cela devrait comprendre l'inspection du dosimètre pour déceler toute contamination, le cas échéant. Le fournisseur de services de dosimétrie devrait être consulté pour qu'il étudie l'analyse du dosimètre en question.

4.1.1 Dosimètres thermoluminescents et dosimètres à luminescence stimulée optiquement

Les dosimètres thermoluminescents (DTL) sont couramment utilisés. Une fois qu'un DTL a été lu, il ne peut plus être relu pour vérifier le résultat.

Il existe de nombreux types de DTL, y compris les dosimètres au fluorure de lithium, au sulfate de calcium et au borate de lithium.

Un dosimètre à luminescence stimulée optiquement (DLSO) offre divers avantages, dont la possibilité de relecture et la détection d'une faible dose mesurable. Les DLSO fonctionnent un peu comme les DTL, la principale différence étant qu'un faisceau lumineux, plutôt que la chaleur, fournit l'énergie nécessaire pour que les électrons à l'état excité retournent à leur état fondamental, générant une luminescence proportionnelle à la dose absorbée.

4.1.2 Dosimètres à lecture directe

Les DLD sont des dosimètres actifs, car ils affichent les doses et les débits de dose pendant leur utilisation. De nombreux dosimètres à lecture directe possèdent des alarmes sonores qui se déclenchent à des doses et des débits de dose préétablis. Les DLD les plus couramment utilisés affichent électroniquement les lectures de dose et sont composés soit d'une diode, soit d'un compteur Geiger-Müller (GM). Cependant, les dosimètres stylos à chambre d'ionisation sont encore utilisés.

Les DLD sont utilisés pour contrôler l'exposition et sont souvent portés en plus d'un dosimètre passif. Lorsqu'il est possible que les champs de rayonnement augmentent de façon inattendue d'un facteur de 10 ou plus, on devrait utiliser un DLD. Depuis de nombreuses années, les DLD servent de dispositifs de contrôle des doses, en particulier au sein de l'industrie nucléaire et aux fins de gammagraphie industrielle.

Les DLD ne sont généralement pas utilisés pour mesurer les doses enregistrées, mais ils pourraient être utilisés à cette fin lorsque le recours à un service de dosimétrie autorisé n'est pas requis ou dans le cas d'un dosimètre passif perdu ou endommagé. Lorsque des dosimètres actifs sont utilisés, la plage d'énergie, la sensibilité, la linéarité et la précision devraient être appropriées, compte tenu des situations d'exposition dans lesquelles ils seront utilisés. De plus, des mesures de contrôle de la qualité et des procédures d'étalonnage devraient être en place pour s'assurer que les dosimètres fonctionnent correctement. En particulier, si on utilise des dosimètres actifs comportant des tubes GM comme détecteurs, il faudrait tenir compte de leur sous-réponse potentiellement importante aux champs de débits de dose élevés (> 100 mSv/h).

4.1.3 Détecteur solide de traces nucléaires

Un détecteur solide de traces nucléaires comporte une matière plastique appelée CR-39 (composée de carbonate d'allylglycol). La technologie de la résine CR-39 repose sur la réaction

des neutrons avec le matériau du détecteur. La réaction produit des particules chargées, comme des protons, au site d'interaction. Les protons produisent des traces dans le dosimètre, qui sont rendues visibles par une procédure de gravure chimique. Après la gravure, on compte les traces pour déterminer la dose.

4.1.4 Radiamètres à neutrons portatifs

Les radiamètres à neutrons portatifs sont conçus de manière à réagir à des neutrons ayant une vaste gamme d'énergies. Ils sont étalonnés en fonction d'un coefficient de conversion de la dose précis, qui peut varier de plus de deux ordres de grandeur. Par conséquent, les énergies neutroniques devraient être bien connues pour un radiamètre à neutron donné, ou le taux de conversion de la dose doit être établi à un niveau prudent. Lors de leur utilisation, les radiamètres à neutrons portatifs sont habituellement placés dans une zone du lieu de travail où les lectures du rayonnement sont les plus élevées. En intégrant le débit de dose au temps passé par les travailleurs à cet endroit, on peut estimer les doses et les attribuer à chaque travailleur. Cette méthode de mesure utilise le débit de dose le plus élevé mesuré par le radiamètre à neutrons. Ceci permet de garantir que l'attribution des doses qui en découlent reste prudente.

4.2 Dosimétrie du corps entier

Les dosimètres les plus couramment utilisés sont ceux qui servent à déterminer la dose efficace externe au corps entier ou la dose équivalente à la peau du corps entier à la suite d'une exposition externe aux photons et au rayonnement bêta. Ces dosimètres sont communément appelés « dosimètres du corps entier » ou « badges du corps entier », et sont généralement portés sur le devant du torse entre la taille et le cou. Les dosimètres du corps entier mesurent généralement la dose profonde au corps entier au moyen de la grandeur $H_p(10)$, et la dose superficielle (à la peau) au corps entier au moyen de la grandeur $H_p(0,07)$ dans des situations d'exposition uniforme. Les technologies de dosimètre les plus couramment utilisées pour le corps entier comprennent les DTL, les DLSO et les DLD.

Dans certaines situations, l'utilisation de plusieurs dosimètres pour le corps entier (communément appelés « badges multiples ») est plus appropriée pour déterminer la dose efficace externe que l'utilisation d'un dosimètre de corps entier porté sur le tronc. Ces situations se produisent lorsque l'exposition des travailleurs au rayonnement n'est pas uniforme.

4.3 Dosimétrie multiple du corps entier

L'orientation fournie dans cette section sur l'utilisation de dosimètres multiples du corps entier est fondée sur le document de l'American National Standards Institute/Health Physics Society, ANSI/HPS N13.41-2011, *Criteria for Performing Multiple Dosimetry* [6].

Dans les situations suivantes, l'exposition radiologique n'est pas uniforme, ce qui pourrait nécessiter l'utilisation de dosimètres multiples du corps entier.

1. Les travailleurs portent des vêtements de protection ou des blindages corporels partiels, comme dans les exemples suivants :
 - a. tabliers de plomb portés pour protéger les travailleurs qui doivent se trouver dans une salle d'imagerie diagnostique au moment d'une exposition
 - b. blindages corporels partiels utilisés dans les laboratoires de substances nucléaires, où la table de travail comporte un blindage pour protéger les travailleurs qui préparent des produits radiopharmaceutiques

2. Les travailleurs sont tenus de maintenir une position relativement constante par rapport à un champ localisé, comme dans les exemples suivants :
 - a. les travaux d'entretien d'une chaudière dans une centrale nucléaire, où la partie supérieure du corps pourrait être exposée à des niveaux de rayonnement plus élevés que la partie inférieure
 - b. le travail effectué à proximité immédiate d'une source de rayonnement localisée, de sorte que les parties du corps les plus proches de la source se trouvent dans un champ plus intense que le reste de l'organisme
3. Les tâches qui sont effectuées à proximité de fuites de rayonnement, telles que des fissures ou des petits trous dans les matériaux de blindage.
4. Les travailleurs sont exposés sur les côtés du corps opposés à l'endroit où le dosimètre est habituellement porté, par exemple dans le cas de travaux d'entretien qui exigent de plonger dans les piscines de stockage du combustible usé, et où il existe un risque d'exposition à des débits de dose élevés sous plusieurs angles différents.

La section 4.3.1 fournit de l'orientation pour les 3 premières situations susmentionnées.

Pour la quatrième situation, le nombre de dosimètres requis doit être déterminé au cas par cas : 1 dosimètre devrait être porté à l'endroit habituel et des dosimètres supplémentaires, aux autres endroits exposés du corps. La dose efficace externe sera alors calculée à l'aide d'un algorithme approprié tenant compte de la situation d'exposition. Une évaluation devrait être effectuée au cas par cas pour déterminer quel algorithme convient.

Bien qu'on puisse utiliser en tout temps plusieurs dosimètres de corps entier pour obtenir des estimations de dose plus précises, l'utilisation de plusieurs dosimètres est fortement recommandée lorsque les deux conditions suivantes sont réunies :

- L'équivalent de dose individuel pour toute partie du corps (comme la tête) peut varier de 50 % par rapport à l'équivalent de dose individuel qui serait mesuré par le dosimètre s'il était porté à son emplacement habituel (sur le tronc).
- L'équivalent de dose individuel résultant pourrait dépasser de 10 % une limite de dose lorsqu'une composante importante de la dose efficace attribuable à des sources externes provient d'un champ de rayonnement non uniforme.

Lorsqu'il a été déterminé qu'un travailleur exécutera des tâches précises en portant plusieurs dosimètres du corps entier, en plus de son travail régulier dans un champ uniforme où un contrôle courant est utilisé, on devrait alors remettre au travailleur un ensemble spécial de dosimètres qu'il portera pendant le travail spécifique, au lieu des dosimètres de contrôle courant. La dose totale au travailleur est la somme de la dose associée au travail dans le champ de rayonnement uniforme où un contrôle courant est effectué et des doses reçues pendant 1 ou plusieurs périodes de travail dans un champ non uniforme où plusieurs dosimètres sont utilisés.

L'emplacement des dosimètres multiples devrait être clairement documenté. Un dosimètre porté sur une partie du corps recouverte d'un tablier de plomb devrait être porté entre le tablier de plomb et le corps.

Le nombre de dosimètres nécessaires, pour la dosimétrie avec plusieurs dosimètres, dépend du champ de rayonnement, du travail à effectuer, de l'emplacement du travailleur par rapport aux

sources de rayonnement et du niveau d'information qu'on désire obtenir avec la dosimétrie multiple.

4.3.1 Calcul de la dose efficace externe au corps entier à l'aide de dosimètres multiples

Pour estimer la dose efficace externe, E , on peut combiner au moyen d'une somme pondérée les doses lues par plusieurs dosimètres. À cette fin, on considère que le corps est composé de plusieurs compartiments, chacun étant contrôlé par un dosimètre assigné.

Des facteurs de pondération (W_C) ont été élaborés pour les divers compartiments ou parties du corps. Les compartiments et leurs facteurs de pondération connexes présentés au tableau 2 sont fondés sur les facteurs de pondération des tissus de la publication 103 [4] de la CIPR qui tiennent compte de la radiosensibilité des tissus et des organes qui composent divers compartiments.

Tableau 2 : Compartiments et facteurs de pondération connexes

Compartiment	Facteur de pondération (W_C)
Tête et cou	0,12
Thorax, au-dessus du diaphragme	0,40
Abdomen, y compris le bassin	0,46
Bras droit supérieur, y compris le coude	0,005
Bras gauche supérieur, y compris le coude	0,005
Cuisse droite, y compris le genou	0,005
Cuisse gauche, y compris le genou	0,005

L'équivalent de dose, $H_p(10)$, pour chaque compartiment pourrait être déterminé à l'aide des résultats fournis par le dosimètre porté à cet endroit du corps. S'il n'y a pas de dosimètre placé sur un compartiment donné, on pourrait alors utiliser l'équivalent de dose déterminé par un dosimètre placé proche d'une partie du corps et qui est protégé de la même manière.

La composante externe de la dose efficace au corps entier, E , est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$(1) \quad E = \sum W_C H_{p,C}(10)$$

où

W_C est le facteur de pondération (sans unité)

$H_{p,C}$ est l'équivalent de dose assigné au compartiment C mSv

Si on a besoin d'une méthode plus complexe pour combiner les résultats des dosimètres, on trouvera plus d'orientation dans le document ANSI/HPS N13.41-2011 (R2018), *Criteria for Performing Multiple Dosimetry* [6]. Par exemple, dans certaines situations, on peut envisager le port d'un collier au cou (aussi appelé collier thyroïdien) en plus du tablier de plomb. Dans ce cas, on pourrait ajuster le modèle, car le cou est protégé par le collier.

Exemple de calcul

Lorsqu'un travailleur porte un tablier de plomb, il devrait également porter 2 dosimètres (1 sur le thorax et 1 sur la tête ou le cou). Un exemple de calcul est fourni ci-dessous, pour la situation courante dans laquelle le travailleur porte un tablier de plomb couvrant le thorax, l'abdomen et les cuisses. Dans cet exemple, le travailleur porte 1 dosimètre sur la tête ou le cou faisant face à la source de rayonnement et 1 dosimètre sur le tronc sous le tablier, face à la source de rayonnement. Le dosimètre de tête/cou mesure l'équivalent de dose individuel à la tête et au cou et aux bras non protégés. Le dosimètre du tronc porté sous le tablier mesure l'équivalent de dose individuel au thorax, à l'abdomen et aux cuisses. Le tableau 3 présente un exemple de calcul de la composante externe de la dose efficace pour chaque compartiment.

Tableau 3 : Exemple de calcul de la composante externe de la dose efficace pour chaque compartiment

Compartiment	Facteur de pondération (W_C)	Dosimètre assigné	Équivalent de dose individuel, $H_{p,C}$ (mSv)	Dose efficace pour le compartiment, E_C (mSv)
Tête et cou	0,12	Tête/cou	5,0	0,6
Thorax, au-dessus du diaphragme	0,40	Tronc	0,2	0,08
Abdomen, y compris le bassin	0,46	Tronc	0,2	0,092
Bras droit supérieur, y compris le coude	0,005	Tête/cou	5,0	0,025
Bras gauche supérieur, y compris le coude	0,005	Tête/cou	5,0	0,025
Cuisse droite, y compris le genou	0,005	Tronc	0,2	0,001
Cuisse gauche, y compris le genou	0,005	Tronc	0,2	0,001

Par conséquent, en additionnant la dose efficace pour chaque compartiment, la dose efficace externe au corps entier est de 0,82 mSv.

4.4 Dosimétrie aux extrémités

Le RRP exige l'utilisation d'un service de dosimétrie autorisé pour contrôler les doses de rayonnement reçues par les TSN, et engagées à leur égard, lorsque ces TSN présentent une probabilité raisonnable de recevoir une dose équivalente à la peau ou aux mains et aux pieds supérieure à 50 mSv au cours d'une période de dosimétrie d'un an. Les mains et les pieds constituent également des extrémités. La norme d'ANSI/HPS N13.41-2011 (R2018), *Criteria for Performing Multiple Dosimetry* [6] définit la main comme étant le bras sous le coude et le pied comme étant la jambe sous le genou. La grandeur opérationnelle $H_p(0,07)$ est couramment utilisée pour mesurer les doses à la peau ainsi qu'aux mains et aux pieds.

Étant donné que la limite de dose équivalente aux mains et aux pieds est établie pour empêcher d'une réaction tissulaire, la limite de dose s'applique à chaque main et chaque pied. Par

conséquent, lors de l'évaluation de la dose à la peau de la main gauche et de la main droite ou du pied gauche et du pied droit, chaque extrémité est considérée comme une entité distincte, assortie de limites de dose équivalente distinctes, et les doses aux différentes extrémités devraient être enregistrées séparément.

On emploie les dosimètres d'extrémité pour mesurer la grandeur $H_p(0,07)$, et ces dosimètres devraient être portés sur ou aussi près que possible de la zone de 1 cm² de l'extrémité qui reçoit la dose la plus élevée. La pratique courante consiste également à porter des dosimètres d'extrémité sur les deux mains. Le contrôle se fait plus souvent à l'aide de DTL sous forme de bagues pour les doigts, ou de DTL sous forme de puces qui sont fixées par ruban adhésif ou attachés aux extrémités. Dans certains cas, un dosimètre de corps entier est porté au poignet ou à la cheville à l'aide d'un bracelet. Les instructions sur le port du dosimètre, fournies par le fournisseur de services de dosimétrie, devraient être respectées. En général, le dosimètre d'extrémité devrait être porté près de la peau, à l'intérieur de tout vêtement qui protège la peau de l'exposition aux photons de faible énergie et au rayonnement bêta. En plaçant le dosimètre sous le vêtement, on le protège également d'une contamination potentielle.

Un travailleur qui manipule des sources radioactives avec ses mains pourrait devoir porter des dosimètres d'extrémité afin de mesurer adéquatement la dose équivalente aux mains. La médecine nucléaire et le traitement du combustible nucléaire sont deux exemples de secteurs industriels où les travailleurs portent des dosimètres d'extrémités. Dans ces situations, l'administration de substances nucléaires ou le traitement du combustible nucléaire pourrait exposer la peau des mains d'un travailleur à des niveaux de rayonnement plus élevés que la peau du reste du corps. Les travailleurs des centrales nucléaires portent également des dosimètres d'extrémités lorsque leurs fonctions entraînent un contact étroit des mains ou des pieds avec des substances nucléaires.

4.5 Dosimétrie du cristallin de l'œil

On devrait évaluer et documenter les risques en milieu de travail afin de déterminer si les travailleurs courent un risque plus élevé de recevoir une exposition élevée au cristallin. S'il est déterminé que les travailleurs encourent un risque plus élevé, on devrait évaluer les doses au cristallin. Voici quelques exemples de ces situations :

- les travailleurs soumis à une exposition non uniforme de l'œil
- les travailleurs exposés à des rayonnements faiblement pénétrants qui contribuent à la dose au cristallin, mais moins, voire pas du tout, à la dose efficace (c.-à-d. la dose au corps entier)

Il faudrait examiner et évaluer les risques en milieu de travail afin de déterminer si des mesures supplémentaires s'imposent pour mieux protéger les travailleurs contre la radioexposition du cristallin. Dans certains cas, on pourrait réduire efficacement les doses au cristallin, notamment par les mesures suivantes :

- le recours à des contrôles techniques qui, idéalement, devraient être envisagés dès le stade de conception des installations et de l'équipement
- l'utilisation d'un équipement de protection individuelle, notamment des lunettes de protection
- l'utilisation de contrôles administratifs, notamment les exigences et les restrictions concernant les procédures

Lorsqu'on évalue les risques en milieu de travail, il faudrait déterminer si certains travailleurs appartiennent à l'une des deux catégories suivantes :

- les travailleurs exposés à des rayonnements faiblement pénétrants, tels que les particules bêta ou les photons de faibles énergies (c.-à-d. énergies inférieures à environ 40 keV) – il est à noter que le rayonnement bêta nécessite une énergie maximale supérieure à 700 keV pour pénétrer jusqu'à la profondeur sensible du cristallin; par conséquent, les énergies bêta inférieures à 700 keV n'ont pas à être prises en compte
- les travailleurs exposés à des champs de rayonnement non uniformes, notamment dans les situations suivantes :
 - la tête est plus près de la source de rayonnement que le reste du corps (p. ex. lors de l'observation ou de la manipulation d'une source radioactive, notamment lorsqu'on regarde de près une seringue contenant des isotopes médicaux ou qu'on inspecte des pastilles de combustible fabriquées)
 - le tronc du corps est protégé (p. ex. par un équipement ou un dispositif de protection), mais les yeux ne le sont pas

Si les travailleurs appartiennent à l'une des deux catégories ci-dessus, ou aux deux, la nature de l'exposition devrait être documentée et les méthodes d'évaluation des doses au cristallin devraient être déterminées. Le contrôle individuel du cristallin comprend ce qui suit :

- le port de dosimètres près du cristallin qui mesurent la grandeur $H_p(3)$
- le port de dosimètres près des yeux ou sur d'autres parties du corps qui mesurent les grandeurs $H_p(10)$ ou $H_p(0,07)$

Si les travailleurs ne sont pas visés par l'une ou l'autre de ces deux catégories, on peut supposer que les doses au cristallin sont équivalentes à $H_p(10)$ ou à $H_p(0,07)$ et qu'elles pourraient être mesurées par des dosimètres du corps entier portés sur le tronc. Ainsi, le respect des limites de la dose efficace assurera également le respect des limites de dose équivalente pour le cristallin.

Les tableaux A.1 et A.2 de l'annexe A donnent de l'orientation précise sur la façon de choisir le dosimètre approprié pour diverses situations. Cette orientation est fondée sur l'information tirée du document de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) TECDOC-1731, *Implications for Occupational Radiation Protection of the New Dose Limit for the Lens of the Eye* [7]. Veuillez consulter ce document pour plus de renseignements.

Pour déterminer s'il est nécessaire de surveiller l'exposition du cristallin aux neutrons, l'évaluation des risques en milieu de travail devrait identifier les travailleurs exposés au rayonnement neutronique. Cette évaluation devrait également mesurer la contribution des neutrons à la dose oculaire totale. Lorsque les expositions ne sont pas uniformes dans les champs de rayonnement neutronique et que les yeux sont le principal organe exposé, les dosimètres individuels qui mesurent la grandeur $H_p(10)$ et qui sont portés près des yeux peuvent fournir une estimation prudente de la dose de neutrons au cristallin dans certaines circonstances. Il est à noter qu'elle s'ajoute à la dosimétrie neutronique utilisée pour surveiller la dose du corps entier (décrite à la section 4.6). Le dosimètre choisi pour mesurer la grandeur $H_p(3)$, devrait disposer du filtre approprié pour mesurer l'équivalent de dose à une profondeur de 3 mm. Les dosimètres devraient également être capables de mesurer une gamme de doses appropriées pour les doses potentielles aux travailleurs et convenir aux champs de rayonnement qu'on trouve sur le lieu de travail. On devrait consulter les fournisseurs de services de dosimétrie pour s'assurer que les dosimètres

conviennent à l'environnement de travail où ils pourraient être utilisés. Il faudrait donc choisir un fournisseur de services de dosimétrie disposant d'une procédure d'étalonnage et d'un système de gestion adéquats.

Lorsqu'on porte un dosimètre près des yeux pour contrôler la dose au cristallin, on devrait évaluer l'endroit où il devra être porté (p. ex. côté gauche de l'œil gauche, côté droit de l'œil droit, centre du front). L'emplacement du dosimètre devrait correspondre à l'endroit où la dose maximale sera reçue.

Il est possible de recourir à un blindage au plomb pour protéger les yeux contre les doses attribuables au rayonnement photonique. Un dispositif de blindage en plastique sans plomb ne protège pas les yeux contre le rayonnement photonique, mais il pourrait réduire les débits de dose dus au rayonnement bêta. Si on utilise une protection oculaire, le dosimètre devrait être placé de manière à ce qu'il en tienne compte. Cela signifie que le dosimètre devrait se trouver entre tout matériau de blindage et le cristallin de l'œil. Si cela n'est pas réalisable, on peut utiliser un filtre qui reproduit le niveau de blindage, ou encore appliquer des facteurs de correction. Tout facteur de correction utilisé devrait être justifié et documenté.

4.6 Dosimétrie neutronique

De nombreux facteurs (comme la nature de la source, l'épaisseur, la forme et la composition du matériau de blindage, ou encore la géométrie de l'environnement de travail) peuvent modifier le spectre d'énergie qui entre en contact avec le corps d'un travailleur. Par conséquent, la dosimétrie neutronique est très complexe.

Les doses aux travailleurs attribuables à l'exposition aux neutrons pourraient être déterminées au moyen de dosimètres actifs ou passifs.

Des radiamètres à neutrons passifs (comprenant, sans s'y limiter, les dosimètres CR-39) devraient être utilisés dans la mesure du possible. Ils devraient être appropriés pour le spectre d'énergie neutronique en milieu de travail. On devrait avoir recours à plus d'un type de radiamètre à neutrons pour contrôler les travailleurs exposés à des spectres d'énergie neutronique qui sont plus vastes que ceux pour lesquels un seul radiamètre à neutrons a été étalonné.

Les radiamètres à neutrons personnels sont utilisés pour mesurer la grandeur $H_p(10)$ et devraient être portés sur le tronc du corps, entre la taille et le cou, à l'endroit où l'exposition prévue est maximale. Tel que décrit à l'article 54.5; lorsque les expositions ne sont pas uniformes entre les champs de rayonnement neutronique et que la dose au cristallin des yeux constitue l'exposition préférentielle et qu'elle peut dépasser la dose au corps entier, les dosimètres personnels qui mesurent la grandeur $H_p(10)$ du rayonnement neutronique peuvent être portés près des yeux pour fournir une estimation prudente de la dose neutronique au cristallin de l'œil dans certaines circonstances.

Les radiamètres à neutrons actifs sont des instruments portatifs de contrôle du rayonnement neutronique. De tels instruments pourraient servir à caractériser les champs de rayonnement neutronique dans un milieu de travail. Les doses personnelles de neutrons pourraient être dérivées à partir des résultats de telles caractérisations en milieu de travail et des temps d'occupation connus du personnel. Lorsqu'on utilise des instruments de contrôle portatifs pour caractériser les champs de rayonnement neutronique dans un milieu de travail, ces instruments devraient être placés dans les endroits où l'exposition aux neutrons est possible. En outre, les spectres d'énergie neutronique en milieu de travail devraient être connus, afin de choisir un instrument de contrôle

approprié. Lorsque le spectre d'énergie des neutrons d'un endroit donné est très large, il pourrait s'avérer nécessaire d'utiliser plusieurs types d'appareils.

Il convient d'utiliser les radiamètres à neutrons portatifs aux fins de dosimétrie seulement lorsqu'ils constituent la meilleure option pour déterminer les doses aux travailleurs attribuables au rayonnement neutronique.

Les radiamètres à neutrons portatifs ne devraient pas être utilisés dans les zones de travail où les débits de dose neutronique varient dans l'espace, car l'instrument pourrait ne pas refléter les doses reçues par les travailleurs. Si des radiamètres à neutrons portatifs sont utilisés aux fins de dosimétrie, les titulaires de permis devraient démontrer qu'il n'existe pas de variation spatiale significative sur le plan des débits de dose, de sorte que les résultats de dosimétrie sont représentatifs de l'exposition des travailleurs.

5. Détermination de la dose externe par estimation

Bien que le contrôle direct soit la méthode privilégiée pour déterminer les doses externes aux travailleurs, l'alinéa 5(2)(b) du RRP stipule qu'on peut déterminer ces doses « par évaluation, lorsque le temps et les ressources exigés pour une mesure directe sont trop importants par rapport à son utilité ». Aux fins du présent document, l'estimation fait référence à deux types de méthodes d'estimation des doses : le contrôle indirect (c.-à-d. en milieu de travail) et la modélisation des doses (c.-à-d. le calcul des doses en fonction des caractéristiques de la source, de la géométrie de l'exposition et d'autres paramètres pertinents). La présente section contient de l'orientation sur le contrôle indirect et la modélisation des doses. On fournit également de l'orientation sur la manière d'évaluer la dose équivalente à la peau à la suite d'un incident de contamination cutanée. Enfin, on y présente les mesures d'assurance de la qualité qui devraient être prises en compte lors de la détermination des doses par estimation.

5.1 Contrôle indirect

Le contrôle indirect, aussi appelé contrôle en milieu de travail, consiste à mesurer le débit de dose dans un champ de rayonnement et à multiplier ce débit de dose par le temps d'occupation de chaque travailleur dans ce champ. Le contrôle en milieu de travail fournit des renseignements sur les débits de dose dans un lieu de travail donné et permet de planifier le travail et le contrôle de l'exposition. On peut utiliser ce type de contrôle pour réaliser des évaluations prospectives des doses en tant qu'outil de planification. On peut également l'employer pour faire des évaluations rétrospectives des doses, telles que les situations où les doses sont faibles et constantes dans le temps.

Aux fins de l'estimation des doses individuelles, les mesures sur le lieu de travail ne devraient être utilisées que pour les champs de rayonnement qui sont uniformes et constants dans le temps. Les endroits de contrôle en milieu de travail devraient être représentatifs du temps d'occupation des travailleurs dans ce champ. Si le champ de rayonnement est uniforme dans l'espace et dans le temps, seuls quelques points de contrôle s'avèrent nécessaires. On devrait évaluer les lieux où le contrôle indirect est effectué pour déterminer les endroits où il convient de placer les instruments, et le nombre requis d'instruments. Le nombre d'endroits de mesure dans le lieu de travail devrait être augmenté lorsque les champs de rayonnement ne sont pas uniformes dans l'espace. Il faudrait prendre les mesures immédiatement après des changements ambiants susceptibles d'avoir une incidence sur les résultats du contrôle. Si les changements sont fréquents ou soudains, le contrôle devrait être continu. Lors de la détermination des doses sur la base du contrôle en milieu de travail, les résultats du contrôle devraient être représentatifs de toutes les zones de travail où les

doses sont déterminées de cette manière. Les données du contrôle en milieu de travail, y compris le moment et l'endroit de chaque mesure et le résultat connexe, devraient être documentées.

Pour le contrôle en milieu de travail visant à estimer les doses individuelles, il faudrait utiliser des instruments appropriés. Pour les champs de rayonnement mixtes, il pourrait être nécessaire d'utiliser plus d'un type d'instrument. Afin de s'assurer que le contrôle en milieu de travail est approprié, les instruments utilisés devraient être :

- sélectionnés pour mesurer les types et les énergies des rayonnements présents
- sélectionnés pour couvrir la gamme des débits de dose présents
- choisis pour fonctionner dans des conditions ambiantes ou des influences extérieures présentes
- étalonnés en fonction des types et des énergies des rayonnements présents
- placés dans une direction et à un endroit appropriés de manière à ce que les mesures reflètent de façon prudente les doses reçues par les travailleurs
- capables d'effectuer un comptage scalaire si les doses à mesurer sont très faibles

Les instruments devraient également être choisis de manière à ce que la personne qui prend les mesures puisse bien voir lorsque l'instrument est hors de sa portée.

Les instruments utilisés pour estimer les doses individuelles mesurent généralement des grandeurs opérationnelles, soit $H^*(10)$ ou $H'(0,07, \Omega)$. L'explication des grandeurs opérationnelles figure au chapitre 3. Il est important de déterminer la grandeur opérationnelle qu'il convient d'utiliser comme substitut de la grandeur assurant la protection voulue. Pour plus de renseignements, veuillez consulter le rapport 51 de l'ICRU, *Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry* [5]. Par exemple, on pourrait utiliser comme substitut de dose efficace l'équivalent de dose ambiant, $H^*(10)$. Dans le cas d'une exposition à un rayonnement faiblement pénétrant, l'équivalent de dose ambiant $H^*(0,07)$ ou l'équivalent de dose directionnel $H'(0,07, 0^\circ)$ pourrait être utilisé comme substitut de la dose équivalente à la peau.

5.1.1 Facteur de considération particulier pour le cristallin

Le contrôle direct est la méthode privilégiée pour évaluer la dose au cristallin. Cependant, lorsque les champs de rayonnement sont prévisibles sur de longues périodes, il est possible d'estimer les doses par contrôle indirect à des endroits pertinents. Ces emplacements devraient être représentatifs des conditions dans lesquelles les personnes seront exposées. Si le contrôle de l'air ambiant est envisagé, on pourrait utiliser des instruments qui mesurent l'équivalent de dose ambiant ou l'équivalent de dose directionnel. Si on envisage de contrôler l'air ambiant, les grandeurs $H_p(10)$ et $H_p(0,07)$ pourraient être remplacées par les grandeurs $H^*(10)$ et $H'(0,07)$, respectivement, dans le tableau A.1 de l'annexe A, qui donne de l'orientation sur le contrôle direct.

5.2 Modélisation des doses

La modélisation des doses visant à déterminer les doses externes aux travailleurs consiste à calculer les doses en fonction de la connaissance des scénarios d'exposition (comme le terme source, les géométries d'exposition et les temps d'exposition) et à appliquer les données publiées sur les coefficients de doses et le blindage. Divers logiciels sont offerts en ligne ou à l'achat et permettent à l'utilisateur de calculer les doses et les débits de dose pour différents types de sources et de géométries.

La modélisation en vue de déterminer les doses aux travailleurs pourrait être utilisée lorsque les caractéristiques des sources présentes dans l'environnement de travail et les géométries d'exposition sont bien comprises.

Les méthodes de modélisation des doses pour déterminer les doses aux travailleurs devraient être conformes aux pratiques de qualité suivantes :

- la modélisation des doses ne devrait être effectuée que par des travailleurs formés et qualifiés
- les procédures d'estimation des doses devraient :
 - documenter toutes les activités professionnelles pouvant influencer sur l'attribution de la bonne dose à la bonne personne et le maintien d'un système de dossiers des doses
 - décrire en détail les méthodes de modélisation de la dose
 - être examinées et révisées au besoin lorsque des changements dans le milieu de travail pourraient avoir une incidence sur la précision, l'exactitude et la fiabilité des estimations de dose
- la vérification des méthodes et des résultats de la modélisation des doses devrait être effectuée par des personnes formées et qualifiées autres que celles qui ont participé au travail faisant l'objet de la vérification

Pour en savoir plus sur la façon d'effectuer des calculs simples de dose ou de débit de dose, veuillez consulter le [Livret d'information sur les radionucléides](#) de la CCSN [8].

5.3 Contamination de la peau

Cette section fournit de l'orientation aux titulaires de permis sur l'évaluation de la dose à la peau à la suite d'un incident de contamination cutanée.

L'expérience a montré que la plupart des cas de contamination cutanée, s'ils sont détectés rapidement, entraînent en fait des doses équivalentes relativement faibles. Les principes généraux d'intervention en cas de contamination cutanée sont les suivants :

- les circonstances de l'événement devraient être documentées, enregistrées et faire l'objet d'une enquête afin de s'assurer que les pratiques de travail sont optimisées et de réduire au minimum la probabilité de récurrences
- la dose à la peau est calculée et enregistrée par le titulaire de permis
- le titulaire de permis signale l'incident à la CCSN conformément aux exigences de son permis, le cas échéant

5.3.1 Efficacité des contaminamètres

L'annexe C du REGDOC-2.7.1 [1] présente de l'orientation concernant le contrôle de la contamination radioactive. Cette orientation permet d'établir l'efficacité des détecteurs de radionucléides utilisés avant que les sources non scellées ne soient manipulées, même si une contamination cutanée est peu probable.

5.3.2 Mesures du rayonnement de fond

On devrait mesurer le taux de comptage du rayonnement de fond à l'aide du contaminamètre choisi, et enregistrer les résultats qui seront utiles ultérieurement en cas d'incident de contamination cutanée. Ces mesures devraient être prises dans une zone à faible débit de dose où il n'y a pas de substances nucléaires.

5.3.3 Mesure de la contamination cutanée

Des instructions étape par étape sont présentées ci-dessous concernant la mesure et l'enregistrement du taux de comptage net.

1. Estimer la superficie de la peau contaminée à l'aide du contaminamètre.
2. Mesurer et enregistrer le taux de comptage directement au-dessus de la partie de la peau touchée présentant le taux de comptage maximal, et enregistrer l'heure de la mesure et l'heure de l'événement de contamination.

Dans la mesure du possible, et si un détecteur de rayonnement se trouve à proximité immédiate, la première mesure devrait être prise avant les tâches de décontamination.

La mesure devrait être prise en plaçant le détecteur le plus près possible de la peau (p. ex. 0,5 cm), sans contact direct avec celle-ci.

3. Déterminer le taux de comptage net en coups par seconde en soustrayant le taux de comptage de fond du taux de comptage mesuré sur la peau. Si le taux de comptage net est en coups par minute, on le divise par 60 pour le convertir en coups par seconde.

Si le taux de comptage net est supérieur à zéro, décontaminer la peau en la nettoyant immédiatement à l'eau tiède. Toutefois, on devrait éviter un nettoyage excessif afin de ne pas endommager la peau et causer une incorporation par absorption cutanée.

Répéter les étapes 1 à 3 jusqu'à ce que le taux de comptage net soit nul ou que les mesures subséquentes ne diminuent plus.

Dans certains cas, il convient d'extraire le plus rapidement une contamination cutanée fixe, comme faire porter à la victime un gant imperméable par-dessus la peau affectée pour encourager la transpiration. On devrait consulter le responsable de la radioprotection ou une autorité équivalente en matière de radioprotection pour obtenir des consignes spécifiques.

5.3.4 Calcul de la dose cutanée d'après les données de contamination

Si le moment de l'événement de contamination cutanée n'est pas connu ou si un laps de temps important (plus de 30 minutes) s'est écoulé entre l'événement de contamination et la première mesure, on devrait formuler une hypothèse prudente concernant le moment de l'événement. Par exemple, on pourrait supposer que la contamination est survenue lorsque la matière radioactive a été manipulée pour la première fois.

On pourrait déterminer alors la concentration moyenne de surface (Bq/cm^2) pour chaque mesure à l'aide de la formule suivante :

$$(2) \quad \bar{C} = \frac{\text{Taux de comptage net}}{\text{Superficie} \times \varepsilon}$$

où :

\bar{C} = la concentration moyenne de surface en Bq/cm^2 . Si l'instrument donne des résultats en Bq/cm^2 , il est important de bien savoir quelle superficie on emploie pour la conversion, car un facteur de correction pourrait être nécessaire. Par exemple, si un instrument donne un résultat en Bq/cm^2 fondé sur une source

d'étalonnage de 100 cm² et que la superficie de la peau contaminée est de 1 cm², le résultat fourni par l'instrument devrait être multiplié par un facteur de 100.

- Taux de comptage net = taux de comptage moyen mesuré moins le taux de comptage du rayonnement de fond, en coups par seconde (si le taux de comptage net est donné en coups par minute, il faut diviser la mesure par 60 pour obtenir la valeur en coups par seconde).
- Superficie = superficie de la peau contaminée en cm² si la superficie contaminée est inférieure à la superficie de la sonde et que la mesure a été prise de telle sorte que la superficie de la peau contaminée se trouve directement sous la sonde (si la superficie est inconnue ou si la peau est contaminée de façon inégale, on pourrait utiliser une valeur prudente de 1 cm²), ou
la superficie active de la sonde en cm² si la peau est contaminée de façon uniforme sur une superficie plus grande que celle de la sonde.
- ε = efficacité du contaminamètre en cps/Bq

La formule suivante pourrait être utilisée pour calculer la dose à la peau en μSv , pour chaque intervalle de mesure :

$$(3) \quad D = \bar{C} \times DCF \times 1.443 \times T_{1/2} \left(1 - e^{-\frac{0.693 \times T}{T_{1/2}}} \right)$$

où :

FCD = facteurs de conversion du débit de dose à la peau en $\mu\text{Sv/h}$ par Bq/cm^2 (voir le tableau 4 ci-dessous)

$T_{1/2}$ = période radioactive en heures

T = temps écoulé, en heures

Pour la première mesure, T est la somme du temps écoulé entre la première et la deuxième mesure et du temps écoulé estimé entre la contamination et la première mesure.

Pour les mesures suivantes, T est le temps écoulé entre la mesure courante et la mesure subséquente.

Le tableau 4 est adapté du document TECDOC-1162, *Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency* de l'AIEA [9] et présente les facteurs de conversion des débits de dose équivalente qui devraient être utilisés lors de l'application de l'équation 3. Les

titulaires de permis pourraient proposer d'autres valeurs pour les FCD aux fins d'examen par le personnel de la CCSN.

Tableau 4 : Facteurs de conversion du débit de dose à la peau pour les substances nucléaires d'utilisation courante

Radionucléide	Période radioactive (heures)	Facteurs de conversion ($\mu\text{Sv/h}$ par Bq/cm^2)
^{14}C	$5,02 \times 10^7$	0,32
^{18}F	1,83	1,9
^{32}P	343	1,9
^{67}Ga	78,2	0,35
$^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	$2,55 \times 10^5$	3,5
^{90}Y	64,1	2,0
$^{99}\text{Mo}/^{99\text{m}}\text{Tc}$	65,94	1,9
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	6,0	0,25
^{111}In	67,2	0,38
^{123}I	13,2	0,38
^{125}I	1 442	0,021
^{131}I	192	1,6
^{201}Tl	73,0	0,27

Une liste des facteurs de conversion pour d'autres radionucléides figure dans le document TECDOC-1162 de l'AIEA [9] et dans l'article de *Health Physics* intitulé *Electron dose-rate conversion factors for external exposure of the skin from uniformly deposited activity on the body surface* [10].

Si le taux de comptage net final est nul, additionnez les doses calculées pour obtenir la dose totale à la peau. Toutefois, si le taux de comptage net n'est pas nul, on déterminera la dose pour la période suivant la dernière mesure à l'aide de la formule ci-dessous, puis on additionnera les doses pour obtenir la dose totale à la peau :

$$(4) \quad D = \bar{C} \times DCF \times 1.443 \times T_{1/2}$$

L'épaisseur de la peau peut être prise en compte pour affiner les estimations de la dose à la peau découlant des événements de contamination cutanée. La CCSN les évaluera au cas par cas.

Partie B – Exposition interne

6. Grandeurs

Par exposition interne, on entend l'exposition au rayonnement ionisant qui résulte de l'ingestion de radionucléides dans le corps. Cette section décrit les grandeurs à utiliser pour déterminer les doses attribuables à l'exposition interne.

La dose équivalente engagée, $H_T(50)$, est la dose équivalente reçue par un organe ou un tissu attribuable à un radionucléide pendant les 50 années suivant l'incorporation du radionucléide dans le corps d'une personne de 18 ans ou plus.³

La dose efficace engagée (DEE), appelée $E(50)$, est la dose efficace d'un radionucléide pendant les 50 années suivant son incorporation dans le corps d'une personne de 18 ans ou plus.⁴

La limite annuelle d'incorporation (LAI) est l'activité d'un radionucléide qui, lorsqu'il est incorporé dans le corps, produit une DEE de 20 mSv. Des valeurs LAI peuvent être calculées pour l'inhalation ou l'ingestion. La LAI pour l'inhalation (LAI_{inh}) est donnée par la formule suivante :

$$(5) \quad LAI_{inh} [Bq] = \frac{0,02 [Sv]}{e_{inh}(50) \left[\frac{Sv}{Bq} \right]}$$

La LAI pour l'ingestion (LAI_{ing}) est donnée par la formule suivante :

$$(6) \quad LAI_{ing} [Bq] = \frac{0,02 [Sv]}{e_{ing}(50) \left[\frac{Sv}{Bq} \right]}$$

Dans les équations ci-dessus, coefficients de dose $e_{inh}(50)$ et $e_{ing}(50)$ sont la DEE par unité d'incorporation par inhalation et par ingestion, respectivement. Ces valeurs devraient être fondées sur les valeurs par défaut de la CIPR applicables aux scénarios d'exposition, lorsque les caractéristiques propres au site des substances nucléaires d'intérêt (p. ex. solubilité, taille des particules) ne sont pas connues. Pour ce qui est de l'incorporation de particules par inhalation, et à moins qu'on ne dispose d'information propre au site, on supposera que la taille des particules (diamètre aérodynamique médian en activité, AMAD) est de 5 µm. Pour l'incorporation de gaz et de vapeurs par inhalation, et à moins qu'on ne dispose d'information propre au site, il faudrait choisir la DEE appropriée par unité d'incorporation conformément aux recommandations de la CIPR. Les coefficients de dose par défaut de la CIPR pour l'inhalation ou l'ingestion devraient être retenus de la publication 119 [11] de la CIPR.

³ Pour les personnes âgées de moins de 18 ans, la dose équivalente engagée est la dose équivalente reçue par un organe ou un tissu à partir d'un radionucléide depuis l'incorporation jusqu'à l'âge de 70 ans.

⁴ Pour les personnes de moins de 18 ans, la DEE est la dose efficace reçue entre le moment de l'incorporation et l'âge de 70 ans.

La limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA) est la concentration d'un radionucléide dans l'air qui, lorsqu'il est inhalé à un rythme respiratoire de 1,2 m³ par heure pendant 2 000 heures de travail par année, entraîne l'absorption de 1 LAI de ce radionucléide.

La LDCA pour un radionucléide est donnée par la formule suivante :

$$(7) \quad LDCA \left[\frac{Bq}{m^3} \right] = \frac{LAI_{inh} [Bq]}{2\,200 [m^3]}$$

7. Méthodes de contrôle de l'incorporation

Le contrôle de l'incorporation potentielle de radionucléides par les travailleurs peut être effectué par des mesures individuelles ou par des mesures en milieu de travail.

7.1 Contrôle individuel

Le contrôle individuel de l'incorporation vise à vérifier et à documenter que les travailleurs sont adéquatement protégés contre les risques radiologiques internes et à démontrer le respect du RRP. Plus particulièrement, il a pour but de déterminer les doses aux travailleurs, de servir d'indicateur d'incorporation potentielle et, dans l'ensemble, d'appuyer le programme de radioprotection du titulaire de permis. Dans les situations d'urgence, il vise à déterminer et à documenter les doses reçues par les travailleurs, y compris la dose absorbée par les organes ou les tissus, et à déclencher, le cas échéant, des mesures de surveillance de la santé et un traitement.

Le contrôle de l'incorporation de radionucléides pourrait recourir à la fois au contrôle en milieu de travail et au contrôle individuel. Les types de méthodes de contrôle, individuel ou en milieu de travail, dans une installation (ou à un endroit où une activité autorisée est réalisée) devraient permettre de détecter les radionucléides identifiés lors de la caractérisation radiologique de l'installation ou de l'activité autorisée, et qui présentent le risque d'être incorporés par le corps dans des conditions d'exploitation normale et anormale (imprévue) (p. ex. à la suite de la remise en suspension dans l'air d'une contamination de surface non fixée ou de l'inhalation de la radioactivité en suspension dans l'air). Le programme de contrôle de l'incorporation est considéré comme faisant partie intégrante du programme de radioprotection et devrait fournir les données nécessaires pour déterminer la dose aux travailleurs attribuable à l'incorporation de radionucléides ou pour déclencher la détermination des doses aux travailleurs en temps opportun.

Le contrôle individuel pourrait consister à mesurer l'activité des radionucléides dans l'organisme (contrôle *in vivo* ou essais biologiques *in vivo*; les deux termes sont équivalents), à contrôler les matières fécales (contrôle *in vitro* ou essais biologiques *in vitro*), à prélever des échantillons d'air avec des échantillonneurs d'air individuels, ou encore en une combinaison de ces méthodes. La méthode de contrôle choisie dépendra d'un certain nombre de facteurs, qui sont abordés dans la présente section.

Pour le contrôle *in vivo*, on emploie des détecteurs de photons (p. ex. rayonnement gamma) placés à des endroits précis par rapport à la personne contrôlée, pour détecter les photons émis par les radionucléides qui ont été incorporés dans son corps. Cette méthode n'est utilisable que pour les radionucléides émettant des rayons X ou un rayonnement gamma, les radionucléides émettant des positrons (par détection des rayons gamma d'annihilation) ou les radionucléides émettant des particules bêta énergiques. Dans ce dernier cas, on détecte le rayonnement de freinage (*bremsstrahlung*). Le contrôle *in vivo* n'est pas la méthode à privilégier lorsque les radionucléides

qu'on souhaite détecter émettent un rayonnement gamma ou X de faible portée, lorsqu'ils n'émettent pas un rayonnement facilement détectable à l'extérieur du corps (p. ex. des photons d'énergie inférieure à 25 keV) ou lorsque leur période radioactive biologique ou physique est courte (p. ex. inférieure à 1 jour). Pour plus de renseignements, veuillez consulter le rapport 69 de l'ICRU, *Direct Determination of the Body Content of Radionuclides* [12].

Les méthodes de contrôle *in vivo* comprennent le contrôle du corps entier et le contrôle du corps partiel. On devrait utiliser le contrôle du corps entier pour contrôler l'incorporation de radionucléides qui sont rapidement absorbés par les voies respiratoires dans la circulation générale, et qui se répartissent uniformément dans le corps, comme c'est le cas avec le ^{134}Cs , ou qui se répartissent dans plusieurs organes, comme le ^{59}Fe . On devrait recourir au contrôle du corps partiel, pour l'organe concerné, lorsque des radionucléides se déposent de façon préférentielle dans un seul organe. Par exemple, dans le cas de l'iode 131, un contrôle de la thyroïde est approprié. En outre, le contrôle des poumons est recommandé pour les radionucléides qui sont absorbés lentement par les voies respiratoires (c.-à-d. les matières avec absorption de type M ou S⁵). Selon la publication 119 de la CIPR, *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60* [11], de tels radionucléides comprennent l'uranium 235 et l'américium 241.

Les mesures *in vivo* sont acceptables pour détecter les radionucléides émetteurs de photons incorporés dans une plaie. La section 14 présente de l'orientation supplémentaire concernant l'incorporation par les plaies.

De l'orientation détaillée sur l'établissement d'une installation de mesure *in vivo*, y compris sa construction, sa mise en service et son exploitation, n'entre pas dans le cadre du présent document. On trouvera toutefois de telles directives dans le document n° 114 de la Collection normes de sûreté de l'AIEA, *Direct Methods for Measuring Radionuclides in the Human Body* [14] et dans le rapport 69 de l'ICRU, *Direct Determination of the Body Content of Radionuclides* [12].

Le contrôle *in vitro* comprend généralement une analyse de l'urine et pourrait aussi comprendre un essai biologique des matières fécales dans le cas des composés insolubles inhalés, ainsi que d'autres mesures d'enquête comme un frottis nasal. Idéalement, les programmes d'essais biologiques de l'urine (sauf dans le cas de l'essai biologique du tritium), aux fins de dosimétrie, devraient être créés pour recueillir et analyser des échantillons prélevés sur une période de 24 heures consécutives. Souvent, cela n'est pas possible ou ne constitue pas la méthode la plus efficace de contrôle des travailleurs, en particulier dans le contexte des programmes de contrôles de routine. On envisagera alors d'autres possibilités, notamment les suivantes :

- la collecte et l'analyse de l'urine lors de la première miction du matin

⁵ La CIPR classe les particules inhalées en 3 types, selon leur taux d'absorption dans le sang à partir des poumons. Les particules de type F ont une clairance rapide, étant retenues dans les voies respiratoires avec une période radioactive biologique de moins d'une heure. Les matières de type M ont un taux de clairance modéré des voies respiratoires (en général, 90 % des particules inhalées ont une période radioactive biologique d'environ 100 jours), tandis que les matières de type S ont une clairance lente et pourraient être retenues dans les voies respiratoires pour des périodes supérieures à 1 an (en général, 99,9 % des particules de type S inhalées ont une période radioactive biologique d'environ 7 000 jours). Les caractéristiques chimiques d'un composé déterminent son type d'absorption.

- la mesure de la concentration de créatinine dans l'urine pour estimer la normalisation de l'excrétion sur 24 heures (d'après un échantillon d'urine prélevé pendant une partie de la journée)
- normalisation par :
 - volume, avec ou sans correction tenant compte de la densité
 - la durée de l'intervalle d'échantillonnage

La quantité minimale d'urine requise pour l'analyse d'un échantillon dépend de la méthode d'analyse. Les titulaires de permis devraient documenter et mettre en œuvre un mécanisme pour i) s'assurer qu'une quantité suffisante est soumise dans chaque échantillon *in vitro* destiné à l'analyse, et ii) faire un suivi auprès des personnes qui soumettent des échantillons pour demander un deuxième échantillon lorsque la quantité échantillonnée est insuffisante.

Les analyses *in vitro* nécessitant la séparation radiochimique des radionucléides devraient comporter des contrôles du processus de mesure, par l'utilisation de traceurs de rendement chimique. Ces traceurs pourraient être ajoutés aux échantillons à analyser, ou encore être ajoutés à des échantillons similaires, tels que des échantillons artificiels ou des échantillons provenant d'un sujet non contaminé. Les titulaires de permis devraient établir des critères d'acceptabilité des résultats de laboratoire pour les échantillons *in vitro*. Ces critères devraient inclure un rendement chimique minimal. Les échantillons dont le rendement chimique est inférieur à ce seuil ne devraient pas être utilisés pour la dosimétrie, et il faudrait alors procéder à une nouvelle analyse des échantillons.

Dans le cas d'un essai biologique visant à mesurer l'excrétion du tritium sous forme d'eau tritiée, on pourrait analyser des échantillons ponctuels d'urine de quelques millilitres (pour le contrôle courant) afin de déterminer l'activité du tritium. L'annexe D décrit comment convertir la concentration d'eau tritiée dans l'urine en dose efficace correspondante.

Les programmes d'essais biologiques pour l'urine pourraient s'avérer utiles également à des fins autres que la dosimétrie, en particulier comme outil de dépistage pour déterminer l'incorporation potentielle de radionucléides. Dans de tels cas, des échantillons ponctuels peuvent être suffisants pour permettre la détection de l'incorporation. Cependant, la fréquence de soumission des échantillons et la sensibilité de la méthode analytique devraient être démontrées pour s'assurer que l'incorporation pouvant mener à une DEE annuelle de 1 mSv ne passe pas inaperçue. Les programmes d'essais biologiques devraient inclure des mesures visant à prévenir la contamination des échantillons. De tels programmes devraient également s'assurer que le volume d'échantillons requis pour l'analyse est suffisant pour atteindre une sensibilité adéquate afin de répondre aux besoins du programme de radioprotection qu'il soutient.

L'analyse des échantillons de matières fécales est généralement effectuée à la suite d'une réaction à une incorporation anormale connue ou présumée de substances de type M ou S par inhalation. Dans la mesure du possible, la collecte sur une période de 2 à 3 jours devrait avoir lieu dans la première semaine suivant l'incorporation anormale. Les taux d'excrétion des radionucléides par les matières fécales dans les premiers jours suivant une inhalation aiguë varient considérablement. De plus, des résultats précoces obtenus sur des échantillons de matières fécales pourraient permettre d'identifier les personnes exposées.

On pourrait utiliser le frottis nasal comme outil de dépistage pour identifier une incorporation potentielle. Les résultats positifs d'un frottis nasal devraient être suivis de mesures *in vitro* ou *in*

vivo, selon le cas, pour le ou les radionucléides identifiés et leur solubilité associée, afin de confirmer s'il y a bel et bien eu incorporation et pour quantifier cette dernière.

Il faut tenir compte de plusieurs facteurs lors du choix de la méthode de contrôle par essais biologiques. Le premier facteur est l'objectif du contrôle : on devrait trouver un équilibre entre les besoins en matière de contrôle de l'incorporation et l'évaluation des doses. Le contrôle de l'incorporation exige qu'on dispose en temps opportun des renseignements sur l'incorporation, qui devraient être fondés sur les indicateurs suivants d'incorporation, par ordre de préférence :

1. utilisation d'un échantillonneur d'air personnel (EAP) au lieu d'un échantillonneur d'air statique (EAS) sur le lieu de travail
2. tampons pour frottis nasal
3. le cas échéant, pour les radionucléides préoccupants :
 - a. essai biologique *in vivo*
 - b. essai biologique *in vitro*

Lorsque l'objectif du contrôle est de déterminer la dose, l'ordre de préférence est différent de l'ordre ci-dessus :

1. le cas échéant, pour les radionucléides préoccupants :
 - a. essai biologique *in vivo*
 - b. essai biologique *in vitro*
2. utilisation d'un échantillonneur d'air personnel

La section 7.2 contient des renseignements sur l'échantillonnage de l'air. Le tableau 5 indique les méthodes d'essais biologiques suggérées pour divers radionucléides, compte tenu de leurs caractéristiques physiques et métaboliques. Il est à noter que le tableau 5 n'est pas exhaustif et que le choix d'une méthode appropriée dépend de la forme physique et chimique du radionucléide, ainsi que de la voie d'excrétion.

Tableau 5 : Exemples de méthodes d'essai biologique pour certains radionucléides

Méthode d'essai biologique	Radionucléide		
Essai biologique <i>in vivo</i>			
Comptage du corps entier	⁵¹ Cr ⁵⁴ Mn ⁵⁹ Fe ⁵⁷ Co, ⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co ⁸⁵ Sr	⁹⁵ Zr/ ⁹⁵ Nb ¹⁰⁶ Ru ^{110m} Ag ¹²⁴ Sb, ¹²⁵ Sb	¹⁴⁴ Ce ²⁰³ Hg ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs
Comptage pulmonaire	¹⁴ C (particulaire)* ⁶⁰ Co ²³⁵ U	²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu ⁹⁰ Sr*	²⁴⁴ Cm ²⁴¹ Am
Comptage thyroïdien	¹²³ I, ¹²⁴ I, ¹²⁵ I, ¹³¹ I		
Essai biologique <i>in vitro</i>			
Comptage par scintillation liquide (comptage β) des échantillons d'urine	³ H ¹⁴ C ³² P, ³³ P	³⁵ S ³⁶ Cl	⁴⁵ Ca ¹²⁹ I, ¹³¹ I
Comptage par scintillation liquide des échantillons d'urine après séparation chimique	¹⁴ C	⁸⁹ Sr, ⁹⁰ Sr	²²⁸ Ra
Comptage β de l'échantillon de matières fécales après la séparation chimique	¹⁴ C (particulaire)		
Spectroscopie gamma des échantillons d'urine	⁵⁷ Co, ⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co ¹⁰⁶ Ru	⁸⁵ Sr ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	¹²⁴ I, ¹²⁵ I, ¹³¹ I
Essai biologique <i>in vitro</i> (suite)			
Spectroscopie gamma des échantillons de matières fécales (possiblement après séparation chimique)	⁶⁰ Co ¹⁴⁴ Ce		
Spectroscopie alpha des échantillons d'urine/de matières fécales après séparation radiochimique	²²³ Ra, ²²⁶ Ra ²²⁸ Th, ²³² Th ²³³ U, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	²³⁸ Pu ²³⁹ Pu/ ²⁴⁰ Pu**	²⁴¹ Am ²⁴² Cm, ²⁴⁴ Cm
Spectrométrie de masse à plasma induit (ICP-MS)	²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu	²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁶ U, ²³⁸ U	
Spectrométrie de masse à thermo-ionisation (TIMS)	²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu		

* Mesure du rayonnement de freinage (*bremsstrahlung*)

** La spectroscopie alpha ne permet pas normalement de différencier le ²³⁹Pu et le ²⁴⁰Pu.

7.2 Types de programmes de contrôle de l'incorporation chez les personnes et choix des participants

En vertu de l'alinéa 27a) de la LSRN, chaque titulaire de permis doit conserver les documents prescrits par la réglementation prise en vertu de la LSRN, ainsi qu'un document sur la quantité de rayonnement reçue par chaque personne, ou la dose engagée à l'égard de chaque personne, dont les fonctions professionnelles sont liées aux activités autorisées par la LSRN ou qui se trouve dans un lieu où celles-ci sont exercées. Cette disposition s'applique à toutes les personnes qui pourraient se trouver dans les locaux du titulaire de permis et être exposées à des rayonnements, et qui sont donc sous la responsabilité de ce dernier pour ce qui est de la détermination et du contrôle des doses. Cette exigence est également énoncée au paragraphe 5(1) du RRP. Une radioexposition ou une dose peut être déterminée par mesure directe à la suite d'un contrôle, comme l'exige l'alinéa 5(2)a) du RRP. L'alinéa 5(2)b) du RRP stipule que la dose peut être estimée « par évaluation, lorsque le temps et les ressources exigés pour une mesure directe sont trop importants par rapport à son utilité ».

La participation à un programme de contrôle individuel devrait être fondée sur la probabilité d'incorporation de radionucléides par les travailleurs au cours de leurs activités courantes ou lors d'accidents. Le programme de contrôle devrait être conçu de manière à fournir suffisamment de données d'un niveau de qualité nécessaire pour atteindre l'objectif du programme, afin de par exemple, déterminer la DEE des travailleurs, pour évaluer la probabilité d'une incorporation et pour déterminer le potentiel de néphrotoxicité découlant de l'incorporation d'uranium, le cas échéant.

Les sections 7.2.1 à 7.2.4 décrivent quatre types de programmes de contrôle individuel :

- essai biologique courant
- essai biologique spécial
- contrôle de confirmation
- contrôle propre aux tâches effectuées

Les évaluations des essais biologiques de base sont également décrites.

7.2.1 Contrôle courant par essai biologique

On procède à un contrôle courant dans les situations où l'incorporation de radionucléides par les travailleurs est probable pendant le déroulement normal de l'activité autorisée. On utilise aussi ce type de contrôle pour détecter l'incorporation non prévue, et on le réalise généralement lorsque le potentiel d'incorporation est essentiellement continu dans le cadre des opérations normales, c'est-à-dire que l'incorporation peut se produire en tout temps pendant les activités normales. Comme les mesures régulières sont effectuées à des moments prédéterminés, on formule certaines hypothèses au sujet du moment et du profil de l'incorporation (p. ex. incorporation aiguë ou chronique, incorporation aiguë au milieu de l'intervalle de contrôle).

Les programmes de contrôle courant devraient faire en sorte que la DEE annuelle aux travailleurs de 1 mSv ou plus est bel et bien détectée. Le titulaire de permis devrait donc identifier les travailleurs qui sont susceptibles, de manière probable, de recevoir :

- une DEE annuelle (c.-à-d. une DEE résultant de toutes les incorporations professionnelles de radionucléides au cours d'une année) jusqu'à 1 mSv (pour les personnes qui ne sont pas des TSN)

- une DEE annuelle supérieure à 1 mSv et une dose efficace annuelle totale (c.-à-d. la somme de la dose efficace annuelle attribuable à des sources externes et de la DEE annuelle) jusqu'à 5 mSv (pour les TSN qui participent à un programme d'essais biologiques courants, mais la détermination de la dose n'est pas nécessairement assurée par un service de dosimétrie autorisé)
- une DEE annuelle supérieure à 1 mSv et une dose efficace annuelle totale supérieure à 5 mSv (pour les TSN participant à un programme d'essais biologiques courants et pour lesquels les mesures sont fournies par un service de dosimétrie autorisé) (article 8 du RRP)

Dans certains cas, la probabilité que la limite de 1 mSv/an soit dépassée pourrait être évaluée en fonction de l'activité manipulée par le travailleur, du type de radionucléides en cause, de la forme physique et chimique des radionucléides, du type de confinement utilisé et de la nature des activités réalisées. Lorsqu'un type de radionucléide est manipulé quotidiennement (c.-à-d. environ 250 jours par année), les travailleurs qui manipulent l'activité indiquée dans le tableau 6 devraient participer à un programme d'essais biologiques. Il est à noter que pour décider si une personne devrait prendre part à un tel programme, les résultats des contrôles par essai biologique d'une période d'au moins deux ans pourraient remplacer les données du tableau 6.

On devrait également envisager un contrôle courant des travailleurs qui ne présentent pas une probabilité raisonnable de dépasser une DEE de 1 mSv/an. Cependant, en vertu de l'alinéa 5(2)b) du RRP, le titulaire de permis pourrait déterminer les doses pour ces travailleurs « par évaluation, lorsque le temps et les ressources exigés pour une mesure directe sont trop importants par rapport à son utilité ».

L'origine des valeurs du tableau 6 est présentée à l'annexe B, « Détermination de l'activité manipulée pour le choix des participants à un programme de contrôle courant de l'incorporation », et on pourrait utiliser ces données pour calculer des valeurs propres au site. L'annexe B définit les paramètres requis pour définir la fraction d'incorporation potentielle (FIP). Pour un scénario donné d'incorporation, la valeur LAI/FIP représente l'activité manipulée par jour d'exploitation qui pourrait résulter en une incorporation annuelle égale à la LAI, et donc résulter en une DEE de 20 mSv/an. Le critère fixé pour la participation aux essais biologiques est de 1 mSv. Par conséquent, les données du tableau 6 représentent la quantité LAI / (20 × FIP).

Tableau 6 : Activité manipulée quotidiennement sur une période d'un an, au-delà de laquelle l'essai biologique courant est recommandé

Confinement	Volatilité		
	Gaz et liquides volatils	Poudres	Liquides non volatils et solides
Aucun	$\geq 2 \times \text{LAI}$	$\geq 20 \times \text{LAI}$	$\geq 200 \times \text{LAI}$
Hotte	$\geq 200 \times \text{LAI}$	$\geq 2\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 20\,000 \times \text{LAI}$
Boîte à gants	$\geq 20\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 200\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 2\,000\,000 \times \text{LAI}$
Flacons scellés et seringues	$\geq 50 \times \text{LAI}$	S.O.	$\geq 10\,000 \times \text{LAI}$

Lorsque les radionucléides sont manipulés moins fréquemment que sur une base quotidienne, les valeurs du tableau 6 peuvent être modifiées selon la méthode de l'annexe B.

Il est recommandé de procéder à des essais biologiques pour les travailleurs qui sont tenus de porter un équipement de protection respiratoire afin de limiter expressément l'incorporation des radionucléides.

La catégorie « Flacons scellés et seringues » du tableau 6 s'applique aux sources qui répondent aux conditions suivantes :

- elles sont manipulées exclusivement dans des flacons scellés et des seringues
- elles ont une période radiologique inférieure à 7 jours
- la manipulation de la radioactivité est plus ou moins uniforme au cours de l'année
- les matières radioactives ne sont pas à l'état d'aérosol ni portées à ébullition dans un contenant ouvert ou comportant des ouvertures
- les matières radioactives se présentent sous forme d'une solution diluée
- les matières radioactives sont contenues dans un flacon multidose qui n'est jamais ouvert, et dont les quantités ne sont prélevées que dans des seringues hypodermiques pour injection immédiate dans un autre flacon multidose ou une autre forme de confinement fermé, ou administration aux patients
- les mesures de contrôle de la contamination sont efficaces, et un contrôle de surface courant est effectué lorsque les flacons scellés et les seringues sont manipulés

La catégorie « Flacons scellés et seringues » vise à englober les composés pour lesquels les périodes d'essais biologiques courants pourraient s'avérer impraticables en raison de leur courte période radioactive, compte tenu du confinement supplémentaire que procure le flacon, comme il est décrit au point 6 ci-dessus. Les composés pourraient être classés dans la catégorie « Flacons scellés et seringues », à la condition que le potentiel d'incorporation soit contrôlé par des mesures efficaces de contrôle de la contamination et que les mesures de radioprotection soient efficaces.

Les données du tableau 6 sont générales et n'englobent pas tous les scénarios. De plus, lorsqu'il y a des barrières mécaniques ou d'autres barrières physiques en place pour protéger le travailleur (comme des boîtes à gants et des hottes), les barrières devraient convenir à la substance nucléaire manipulée, être utilisées comme prévu et entretenues de manière adéquate.

Lorsque plus d'un type de radionucléide est manipulé sous une ou plusieurs formes chimiques, ou lorsque plus d'un procédé peut mener à l'incorporation (p. ex. si on utilise divers types de confinement ou facteurs d'occupation), on devrait suivre les étapes suivantes pour déterminer si un travailleur devait participer à un programme d'essais biologiques :

1. calculer le ratio r_j , de la quantité d'un radionucléide, j , manipulée quotidiennement, à la quantité maximale de ce radionucléide pouvant être manipulée dans le cadre des activités quotidiennes, mais qui est au-delà de laquelle un essai biologique est recommandé, selon le tableau 6
2. calculer ce ratio pour tous les autres N radionucléides manipulés
3. additionner tous les ratios calculés aux étapes 1 et 2 ci-dessus :

$$(8) \quad \text{Seuil d'essai biologique } (B_T) = \sum_{j=1}^N r_j$$

Un essai biologique devrait être effectué pour tout radionucléide pour lequel $r_j \geq 1$. Si $B_T \geq 1$, un essai biologique devrait être effectué pour tout radionucléide, toute forme chimique ou tout procédé pour lequel $r_j \geq 0,3$. Dans les situations où $B_T < 1$ mais où l'une des valeurs r_j est supérieure à 0,3, le titulaire de permis pourrait choisir de contrôler le travailleur pour ces radionucléides. Lorsqu'on détermine s'il y a lieu d'effectuer un contrôle courant de l'incorporation, les impuretés radioactives qui pourraient être présentes dans un produit, comme un produit radiopharmaceutique, devraient être incluses dans l'évaluation.

On devrait procéder à des évaluations de référence avant d'effectuer des travaux nécessitant un essai biologique courant. Cette évaluation détermine l'exposition du travailleur aux radionucléides en raison d'une expérience professionnelle antérieure, de procédures médicales ou de la présence d'une radioactivité naturelle dans le corps.

L'évaluation de référence par essai biologique est appropriée dans l'une ou l'autre des circonstances suivantes :

1. Le travailleur a déjà été exposé aux radionucléides en cause et la rétention effective dans l'organisme peut dépasser l'activité dérivée (AD) (voir la section 7.2.5).
2. Les renseignements sur l'exposition antérieure ne sont pas disponibles ou ne sont pas concluants.
3. Le travailleur travaillera avec des radionucléides qui pourraient être décelables par essai biologique, ces radionucléides étant attribuables à des sources non professionnelles (p. ex. des radionucléides administrés à des fins médicales).

7.2.2 Essai biologique spécial

Un essai biologique spécial est effectué en réponse à une circonstance particulière, telle qu'une incorporation connue ou présumée de radionucléides survenant dans des circonstances anormales sur le lieu de travail. Les essais biologiques spéciaux sont également appelés « essais biologiques ponctuels ». Un essai biologique spécial pourrait être rendu nécessaire soit par le résultat d'un contrôle courant, soit par un incident anormal suggérant qu'un seuil d'intervention (tel que défini dans le RRP) ou la limite de dose pourrait avoir été dépassé. Des essais biologiques spéciaux pourraient également être requis en raison d'un critère défini par le titulaire de permis, par exemple si la DEE d'un travailleur dépasse 1 mSv. Dans de tels cas, la dose devrait être déterminée sur la base de données propres à la situation. L'annexe C présente de l'orientation sur les essais biologiques spéciaux.

7.2.3 Contrôle de confirmation

Un programme de surveillance de confirmation vise à vérifier si :

- les hypothèses sur les conditions d'exposition radiologique au travail sont exactes
- les mesures de protection sont efficaces
- un essai biologique courant est requis

Cela pourrait comprendre le contrôle en milieu de travail ou un contrôle individuel limité des travailleurs qui ne répondent pas aux critères de participation à un programme d'essais biologiques courants. Lorsque des travailleurs manipulent des radionucléides non scellés ou qu'ils y sont exposés, mais qu'ils ne satisfont pas aux critères de participation à un programme d'essais biologiques courants, la surveillance des incorporations peut être effectuée dans le cadre d'un programme de contrôle de confirmation. La fréquence du contrôle peut être la même que pour le

contrôle courant, ou peut varier si l'exposition potentielle à des radionucléides non scellés est peu fréquente (en tenant compte de la période biologique des radionucléides).

Dans le cadre d'un programme de contrôle de confirmation, les travailleurs sont soumis à des essais biologiques *in vivo* ou *in vitro* et le programme pourrait comporter l'échantillonnage d'une fraction d'un groupe de travailleurs. Une surveillance de confirmation peut également être effectuée à l'aide d'échantillons d'air personnels prélevés dans la zone de respiration. Lorsque les résultats du contrôle de confirmation montrent qu'une DEE annuelle de 1 mSv pourrait passer inaperçue sans contrôle courant, d'autres mesures devraient être prises pour confirmer l'incorporation, et on devrait effectuer une enquête pour déterminer la cause du résultat inattendu. Si l'incorporation est confirmée, les hypothèses concernant les conditions d'exposition radiologique au travail et l'efficacité des mesures de protection en place devraient être revues, et on devrait également réévaluer s'il y a lieu que les travailleurs concernés participent à un programme d'essais biologiques courants. Tous les résultats du contrôle de confirmation doivent être enregistrés.

Le contrôle de confirmation doit être utilisé pour examiner les fondements d'un programme de contrôle courant si des changements importants ont été apportés à l'installation ou aux opérations de l'installation. De plus, des contrôles de confirmation, à l'aide d'échantillonneurs d'air individuels ou d'essais biologiques individuels, devraient être effectués pour s'assurer que les résultats du contrôle de l'air en milieu de travail peuvent être considérés comme étant représentatifs.

7.2.4 Contrôle lié aux tâches

Le contrôle lié aux tâches permet d'obtenir des renseignements sur une activité ou une tâche particulière et pourrait servir de base à des décisions concernant la conduite des activités ou de la tâche. Ce type de contrôle est généralement utilisé pour des tâches à court terme. Un contrôle lié aux tâches devrait être effectué sous forme de contrôle courant, à moins que les circonstances de l'activité ne l'exigent autrement, par exemple, si les radionucléides en cause peuvent être différents ou si la probabilité ou l'ampleur potentielle de l'exposition interne peut être beaucoup plus grande.

7.2.5 Intervalle de contrôle

Au moment de choisir la fréquence d'un contrôle courant, les principaux facteurs à prendre en compte sont les suivants :

1. les caractéristiques du lieu de travail
2. l'incertitude quant au moment de l'incorporation
3. la sensibilité des instruments
4. la nécessité d'obtenir en temps opportun des renseignements sur l'événement d'incorporation
5. la période radioactive efficace du radionucléide pour lequel le contrôle est effectué

La fréquence des contrôles courants devrait être déterminée a priori et tenir compte de l'exposition probable des travailleurs. Pour chaque radionucléide présent au travail, ses formes physique et chimique devraient être connues pour les contrôles courants et autres. Ces formes physique et chimique déterminent la rétention et la clairance des voies respiratoires après l'inhalation, pour chaque radionucléide, ainsi que leurs voies et taux d'excrétion respectifs. Ces données permettront également de choisir des méthodes d'essai biologique appropriées.

La publication 119 de la CIPR, *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60* [11] fournit de l'orientation sur le choix des types d'absorption pulmonaire pour divers composés. Le modèle des voies respiratoires humaines de la CIPR est décrit en détail dans sa publication 66, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection* [15] et sa mise à jour [13].

Un autre facteur dont il faut tenir compte dans le choix de la fréquence des contrôles courants est l'incertitude quant au moment de l'incorporation. À moins qu'on ait des données démontrant un profil d'incorporation chronique, les résultats des mesures courantes devraient être évalués de façon qu'on puisse présumer que l'incorporation s'est produite au milieu de la période de contrôle.

La sensibilité des instruments joue un rôle important dans le choix de la fréquence des contrôles. En effet, on devrait choisir cette fréquence de manière à ce que les doses importantes ne passent pas inaperçues. Une dose pourrait être omise si, à la suite d'une incorporation, le contenu corporel ou le taux d'excrétion des radionucléides dans le corps était réduit à un niveau inférieur à l'activité minimale détectable (AMD) de l'instrument pendant la période entre l'incorporation et la mesure. La période radioactive efficace est une mesure du taux auquel le contenu corporel et le taux d'excrétion des radionucléides diminuent avec le temps, après leur incorporation. Dans la mesure du possible, la période de contrôle devrait être telle que l'incorporation annuelle correspondant à une DEE de 1 mSv ne passe pas inaperçue. Si cela n'est pas réalisable, il faudrait avoir recours à un contrôle en milieu de travail et à l'échantillonnage de l'air personnel pour accroître le contrôle de l'incorporation. En appliquant le modèle métabolique approprié et en supposant un modèle d'incorporation, la période adéquate de contrôle peut être déterminée.

Afin de relier les résultats des essais biologiques à la dose annuelle extrapolée, l'AD a été définie comme suit :

$$(9) \quad AD = \frac{1}{20} LAI \frac{T}{365} m(T/2)$$

où :

T = période de contrôle, en jours

$m(T/2)$ = fraction de l'incorporation qui est retenue dans un tissu, un organe ou le corps entier, ou excrétée du corps à mi-chemin de la période de contrôle

LAI = limite annuelle d'incorporation

Les valeurs de $m(T/2)$ devraient être obtenues d'après les modèles courants⁶ de biocinétique de la CIPR.

⁶ Les modèles courants de biocinétique de la CIPR se trouvent dans les publications 67 [29] et 69 [12] de la CIPR, par exemple, ou encore dans les modèles les plus récents, lorsqu'ils sont publiés.

Comme l'incertitude concernant le moment inconnu d'incorporation par rapport au moment du contrôle devrait être inférieure à un facteur de 3, l'intervalle de contrôle devrait également satisfaire à la condition suivante :

$$(10) \quad \frac{m(T/2)}{m(T)} \leq 3$$

Lorsque la condition ci-dessus est remplie, la période maximale de contrôle recommandée est considérée comme étant le moment où l'AD est égale à l'AMD. En cas d'exposition probable à plus d'un radionucléide, la période de contrôle devrait être déterminée de façon à ce qu'une DEE annuelle de 1 mSv pour tous les radionucléides puisse être détectée et évaluée avec fiabilité. L'AMD est définie comme suit (lorsque le temps de comptage de l'échantillon ou du sujet est différent du temps de comptage du rayonnement de fond). Pour plus de renseignements, veuillez consulter l'article de *Health Physics* intitulé *Minimum detectable Activity When Background is Counted Longer than Sample* » [16]. L'équation 11 s'applique dans le cas où la distribution du signal net serait à peu près normale. Ainsi, elle ne s'applique pas lorsque le nombre de coups est faible. Dans le cas de compteurs de faible niveau, les permis peuvent être fondés sur des rapports, comme le chapitre 7 du Multi-Agency Radiological Laboratory Analytical Protocols Manual (MARLAP) de l'EPA des États-Unis [17].

$$(11) \quad AMD = \frac{3 + 3.29 \sqrt{R_b t_g (1 + t_g/t_b)}}{\epsilon K t_g}$$

Dans cette équation :

K = facteur de correction

R_b = taux de comptage du rayonnement de fond

t_g = temps de comptage brut (temps de comptage de l'échantillon ou de la personne)

t_b = temps de comptage du rayonnement de fond

ε = efficacité du comptage

Dans le cas d'essais biologiques *in vitro* :

$$(12) \quad K = V Y e^{\lambda \Delta t}$$

où :

V = taille de l'échantillon en unités de masse ou de volume, selon le type d'échantillon

Y = rendement chimique fractionnaire, le cas échéant (sans unité)
(remarque : si cette valeur n'est pas applicable, Y = 1)

λ = constante de désintégration radioactive du radionucléide (1/seconde)

Δt = temps écoulé entre le prélèvement de l'échantillon et le comptage, en secondes

Pour les essais biologiques *in vivo*, K est le facteur de correction de l'auto-absorption, le cas échéant.

Dans certains cas, les meilleures méthodes de contrôle pourraient néanmoins être incapables de détecter de façon fiable l'incorporation correspondant à 1 mSv/an. Dans ces circonstances, il est utile de déterminer la dose maximale qui pourrait être omise si une incorporation avait lieu au début de chaque période de contrôle. Une telle méthode offre une perspective utile pour certains dangers internes qui sont difficiles à détecter, mais elle peut s'avérer trop prudente, particulièrement lorsqu'il y a plusieurs périodes de contrôle par année.

À l'aide de cette méthode servant à déterminer la période de contrôle, une période de contrôle recommandée d'un an serait peut-être possible pour certains radionucléides. Cependant, les taux de rétention et d'excrétion chez la plupart des personnes varient par rapport au modèle sur lequel les AD sont fondées. En outre, de l'information opportune concernant les événements d'incorporation est requise. Il devrait y avoir un équilibre entre l'utilisation des essais biologiques comme indicateur d'incorporation et l'utilisation des essais biologiques pour l'évaluation des doses. À cette fin, une période de contrôle inférieure à un an pourrait être choisie en fonction d'autres types de contrôle en place (p. ex. le contrôle de l'air sur le lieu de travail), et on devrait tenir compte de la faisabilité de réaliser des essais biologiques. La norme ISO 20553:2006, *Radioprotection — Surveillance professionnelle des travailleurs exposés à un risque de contamination interne par des matériaux radioactifs* de l'Organisation internationale de normalisation [18], fournit des suggestions concernant la fréquence des contrôles pour divers radionucléides et leurs formes chimiques types.

7.3 Contrôle de l'air pour déterminer la dose aux travailleurs

Par matières radioactives dans l'air, on désigne toute matière radioactive en suspension dans l'air. Leurs caractéristiques ou leurs concentrations pourraient être telles qu'il n'existe aucun moyen pratique de déterminer la dose au moyen d'essais biologiques. Les matières radioactives en suspension dans l'air existent sous diverses formes physiques et chimiques, notamment la poussière, les gaz, les fumées et les vapeurs. La présente section s'applique aux mesures des matières radioactives dans l'air qui sont utilisées aux fins de dosimétrie. Le contrôle de l'air pour déterminer la dose aux travailleurs provenant des produits de filiation du radon n'est pas abordé dans la présente section. L'annexe G présente de l'orientation sur ce sujet.

Les méthodes de contrôle en milieu de travail pouvant être utilisées pour contrôler l'incorporation individuelle des radionucléides comprennent l'échantillonnage de l'air personnel et l'échantillonnage statique de l'air. Un échantillonneur d'air personnel (EAP) est un appareil portatif porté par une personne. Il comprend une tête d'échantillonnage contenant un milieu de collecte approprié (p. ex. un filtre), une pompe à air étalonnée, un régulateur de débit d'air et une batterie. La tête d'échantillonnage devrait être portée sur la partie supérieure du tronc et dans la zone de respiration de la personne, qui est définie comme étant à moins de 30 cm de la tête de la personne [19]. L'air est aspiré à travers le filtre par une pompe étalonnée, également portée par le travailleur. L'activité sur le filtre devrait être mesurée à la fin de la période de port. Les échantillonneurs d'air statiques (ou fixes) sont utilisés pour contrôler la concentration de radionucléides dans l'air du lieu de travail. Un échantillonneur d'air statique (EAS) peut consister en un dispositif d'échantillonnage ponctuel ou d'un contrôleur en continu. Un EAS se compose d'un milieu de collecte approprié, d'une pompe à air et d'un dispositif de réglage du débit d'air. Le milieu de prélèvement peut être analysé en laboratoire. Cependant, certains échantillonneurs

EAS permettent un contrôle en temps réel et peuvent être pourvus d'une alarme réglée pour se déclencher à un taux d'activité ou de collecte prédéterminé.

Les résultats de l'EAS devraient être utilisés avec prudence en tant que mesure de l'incorporation d'une personne. Des études ont démontré qu'il existe une faible corrélation entre les résultats de l'EAP et de l'EAS, ceux de l'EAS étant généralement d'un ordre de grandeur moindre que ceux de l'EAP [13]. Des études ont également montré une faible corrélation entre les résultats obtenus avec les EAS et les essais biologiques [13]. Pour plus de renseignements, veuillez consulter la publication 130 de la CIPR, *Occupational Intakes of Radionuclides : Part I* [13]. Les mesures de l'EAP et de l'EAS pourraient être utilisées dans le cadre d'un programme exhaustif de contrôle en milieu de travail, étant donné qu'elles pourraient permettre de relever rapidement de possibles incorporations. Par conséquent, un programme d'échantillonnage de l'air personnel devrait être conçu pour détecter l'incorporation anormale potentielle et déclencher un contrôle par essais biologiques spéciaux. On pourrait également y recourir pour déterminer les zones présentant d'éventuels problèmes en raison d'une radioactivité accrue en suspension dans l'air, d'après l'examen et les tendances des données applicables d'échantillonnage statique de l'air.

Les concentrations de matières radioactives en suspension dans l'air sont mesurées en termes d'activité ou de masse par unité de volume de cette atmosphère (p. ex. Bq/m³). On calcule l'incorporation (p. ex. en Bq) provenant de cette concentration en multipliant la concentration par un débit respiratoire défini (p. ex. 1,2 m³/h) et le temps d'occupation (h). On peut aussi déterminer l'exposition en termes de Bq h/m³ et l'incorporation sera alors cette valeur multipliée par le rythme respiratoire. La concentration des matières radioactives en suspension dans l'air peut également s'exprimer en termes de limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA). De même, l'exposition pourrait être exprimée en termes de LDCA-heures.

Le débit des pompes des échantillonneurs personnels et statiques d'air, lorsqu'elles sont utilisées, ne devrait pas s'écarter de plus de 5 % de la valeur estimée utilisée pour calculer la concentration. Le débit d'air devrait être vérifié chaque jour d'utilisation de l'échantillonneur d'air. Si le débit d'air varie de ±10 % pendant le prélèvement d'un échantillon, le débit utilisé pour la dosimétrie devrait être la moyenne des débits d'air initial et final.

Les échantillonneurs d'air devraient être pourvus d'un moyen de déterminer le volume d'air échantillonné. Les débitmètres d'air devraient être étalonnés au moins une fois par an, conformément à l'article 25 du RRP, chaque fois que des réparations ou des modifications sont apportées aux appareils ou s'ils peuvent avoir été endommagés. De plus, au moment de l'étalonnage du débit d'air, on devrait vérifier les échantillonneurs d'air et les conduites d'échantillonnage pour s'assurer qu'il n'y a pas de fuite en amont du point de mesure. Les méthodes d'étalonnage devraient être fondées sur la méthode courante recommandée par l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists ou l'Occupational Health and Safety Administration des États-Unis. La méthode, l'identificateur unique de l'appareil et la date d'étalonnage devraient être documentés.

Le titulaire de permis devrait démontrer que l'air échantillonné est représentatif de l'air dans la zone de respiration lorsqu'une ou plusieurs des conditions suivantes sont réunies : les EAP sont portés à plus de 30 cm de la tête du travailleur, et i) les doses aux travailleurs seront déterminées sur la base du contrôle de la radioactivité dans l'air, ou ii) l'exposition annuelle est susceptible de dépasser 100 LDCA-heures (ou il est probable que la DEE annuelle résultante pour les radionucléides inhalés dépasse 1 mSv).

Ceci pourrait être accompli par un contrôle de confirmation à l'aide d'un essai biologique. Pour que l'échantillonnage de l'air soit jugé représentatif de l'air dans la zone de respiration, le ratio de l'incorporation calculée d'après le contrôle de la radioactivité dans l'air par rapport à l'incorporation calculée d'après les essais biologiques de confirmation, avec une moyenne prise pour tous les travailleurs participant au contrôle de confirmation, devrait être supérieur à 0,7. Le même ratio pour chaque travailleur devrait être supérieur à 0,5. Pour plus de renseignements, veuillez consulter le document NUREG-1400, *Air Sampling in the Workplace* de la Nuclear Regulatory Commission des États-Unis [19].

L'efficacité de la collecte des particules par l'échantillonneur d'air devrait être insensible à la taille des particules, autant que possible. Ceci exclut donc l'utilisation de cyclones pour la collecte et la mesure des matières radioactives en suspension dans l'air.

8. Interprétation des résultats du contrôle

8.1 Seuils administratifs

Les seuils administratifs sont des valeurs établies au préalable et mises en place par les titulaires de permis, auxquelles sont comparées les quantités mesurées pour une personne ou dans le cadre du programme de contrôle en milieu de travail. Lorsque ces seuils administratifs sont dépassés, des mesures précises devraient être prises.

Les seuils administratifs signalent une incorporation potentielle par les travailleurs et permettent une réponse graduelle à cette incorporation. Ils ne sont pas destinés à constituer une limite réglementaire en soi et pourraient être exprimés sous forme de fractions de la LAI appropriée ou de la DEE. Lors de l'établissement des seuils administratifs, la contribution d'autres radionucléides ainsi que l'exposition externe devraient être prises en compte. Par exemple, les titulaires de permis pourraient établir un seuil administratif qui, lorsqu'il est dépassé, déclenche une confirmation que l'incorporation est bien réelle, et non attribuable à des facteurs externes, comme un échantillon contaminé.

Un ensemble de seuils administratifs, chacun étant associé à une dose potentielle spécifiée ou à une fraction d'une LAI, devrait être établi afin de permettre une réponse graduelle. Cet ensemble de seuils administratifs devrait inclure un niveau d'enquête, qui déclenche une enquête du titulaire de permis à l'égard de la cause d'une incorporation confirmée. Le résultat d'un essai biologique dépassant un niveau d'enquête indique un écart par rapport aux conditions normales et la nécessité de prendre des mesures supplémentaires. Pour les programmes d'essais biologiques courants, les niveaux d'enquête pourraient être déterminés en prenant pour acquis que l'incorporation s'est produite au milieu de la période de contrôle. De plus, un niveau d'enquête devrait être établi pour s'assurer que l'incorporation de composés d'uranium solubles approchant le seuil de toxicité chimique soit étudiée.

Pour certains radionucléides et types d'essais biologiques, les sources non professionnelles pourraient faire en sorte que les résultats typiques dépassent la limite de détection et, peut-être même, un seuil administratif. Si les résultats des essais biologiques dépassent normalement ou souvent un seuil administratif en raison de la présence de sources non professionnelles, comme les radionucléides présents à l'état naturel, le seuil administratif pourrait être augmenté si on connaît les résultats attendus des essais biologiques en raison de ces sources non professionnelles (p. ex. on pourrait recourir à une étude utilisant un groupe témoin subissant une exposition non professionnelle semblable, mais sans potentiel d'exposition professionnelle). Si les niveaux non

professionnels dépassent le niveau d'enquête, d'autres méthodes de contrôle de l'incorporation devraient être utilisées dans la mesure du possible.

Le niveau d'enquête devrait être fondé sur une dose déterminée au préalable qui ne dépasse pas 5 mSv par année. Lorsqu'il est possible que l'incorporation soit plus ou moins uniforme tout au long de l'année, le niveau d'enquête devrait être dérivé d'une dose annuelle au prorata, tel qu'il est décrit par l'équation 13, et il devrait refléter des niveaux d'exposition qui représentent un écart par rapport aux conditions normales.

Lorsque les doses sont généralement faibles et que les processus sont bien connus, les niveaux d'enquête choisis devraient être fondés sur l'expérience, de sorte que le dépassement d'un niveau d'enquête correspondrait à un écart par rapport aux conditions normales et mènerait à la tenue d'une enquête. Dans cette situation, le niveau d'enquête serait fondé sur une dose annuelle inférieure à 5 mSv, et devrait être révisé en fonction de l'expérience de l'exploitation.

Comme le programme d'essais biologiques ne mesure pas directement l'incorporation ni la DEE, les seuils administratifs dérivés exprimés en termes de quantité sont généralement plus utiles. Le niveau dérivé correspondant au niveau d'enquête constitue le niveau d'enquête dérivé (NED), qui pourrait être défini comme suit pour un programme de contrôle courant :

$$(13) \quad NED = NE \left(T/365 \right) m^{(T/2)}$$

où :

NE = incorporation menant à la DEE annuelle au-dessus de laquelle une enquête devrait être effectuée, c'est-à-dire un niveau d'enquête (NE)

T = période de contrôle courant, en jours

$m^{(T/2)}$ = fraction de l'incorporation qui est retenue dans un tissu, un organe ou le corps entier, ou excrétée du corps à la fin de la période de contrôle, lorsqu'une incorporation aiguë est survenue au milieu de la période de contrôle

Si le NED est inférieur à la limite de détection, une enquête devrait être effectuée chaque fois que la limite de détection est dépassée.

Pour tenir compte de la limite de dose réduite pour les travailleuses enceintes, un NED devrait être établi pour celles-ci, comme il est décrit ci-dessus, en fonction d'une fraction de la limite de dose de 4 mSv pour les TSN. La limite de dose pour les travailleuses enceintes est de 4 mSv pour le reste de la grossesse (c'est-à-dire à partir du moment où la travailleuse informe le titulaire de permis). En formulant des hypothèses prudentes (par exemple, la grossesse est déclarée immédiatement), et en s'assurant que la dose à la travailleuse enceinte est inférieure à 0,4 mSv par mois, on fait en sorte que la limite de 4 mSv ne soit pas dépassée. Par conséquent, un NED pour les travailleuses enceintes, NED_{TE} , pourrait être défini comme suit :

$$(14) \quad NED_{TE} = 0.02 LAI \frac{T}{30} m^{(T/2)}$$

En cas d'incorporation de plus d'un radionucléide, le seuil administratif devrait tenir compte de la dose résultant du mélange de radionucléides. On pourrait utiliser cette approche lorsque le

contrôle est effectué en utilisant un radionucléide comme indicateur pour un mélange de radionucléides.

Lors du dépassement d'un niveau d'enquête, ou du NED associé, les mesures suivantes devraient être prises, le cas échéant :

- retirer les travailleurs visés de tâches qui pourraient mener à une incorporation additionnelle
- déterminer, dans la mesure du possible, les caractéristiques de l'incorporation, y compris le moment de l'incorporation et les caractéristiques des matières incorporées
- entamer des essais biologiques spéciaux, tel qu'il est décrit à l'annexe C
- examiner les circonstances de l'incorporation pour déterminer et corriger les causes de l'incorporation et éviter qu'elle se produise à nouveau; l'enquête devrait également prendre en compte les mesures correctives à prendre

8.2 Exactitude des résultats des essais biologiques

Les incertitudes de mesure découlent des statistiques de comptage et d'autres sources qui dépendent de la méthode de contrôle. Dans le cas des mesures *in vivo*, les incertitudes de mesure pourraient provenir de sources telles que les variations du positionnement du détecteur, du taux de comptage du rayonnement de fond, de la taille du sujet et de la distribution de l'activité dans l'organisme. Dans le cas des mesures *in vitro*, ces incertitudes peuvent découler de la mesure du volume ou de la masse de l'échantillon, d'erreurs de pipetage, de l'utilisation de traceurs pour déterminer le rendement chimique ou d'autres causes.

Les incertitudes de mesure découlant des statistiques de comptage, qui peuvent être décrites par la distribution de Poisson, sont appelées les incertitudes de type A. Toutes les autres incertitudes sont appelées les incertitudes de type B. L'incertitude globale d'un résultat du contrôle individuel pourrait être décrite en termes d'une distribution log-normale. L'écart-type géométrique de cette distribution est appelé facteur de diffusion (FD). Pour plus de renseignements, veuillez consulter le rapport du European Radiation Dosimetry Group, EURADOS 2013-01, *IDEAS Guidelines (Version 2) for the Estimation of Committed Doses from Incorporation Monitoring Data* [20].

Pour les incertitudes de type A, on pourrait calculer la valeur FD comme suit :

$$(15) \quad FD_A = e^{\left[\frac{\sigma_A}{M}\right]}$$

Dans l'équation ci-dessus, σ_A est l'incertitude de type A associée au résultat de mesure M.

Le FD pour les incertitudes de type B pourrait se calculer comme suit :

$$(16) \quad FD_B = e^{\left[\frac{\sigma_{C_m}}{C_m n}\right]}$$

Dans l'équation ci-dessus, C_m est le facteur de normalisation, qui est la réciproque de l'efficacité, et σ_{C_m} est le facteur d'incertitude pour C_m . Les valeurs types du FD pour les incertitudes de type A et B sont présentées dans les tableaux 7 et 8 du rapport EURADOS 2013-01 [20]. On pourrait calculer l'incertitude totale à l'aide de l'équation suivante :

$$(17) \quad FD = e^{\left[\sqrt{\sum_i \ln^2(SF_i)}\right]}$$

Tableau 7 : Valeurs types des incertitudes de type A et de type B pour les mesures *in vivo*

	Facteur de diffusion (FD)		
	Énergies des photons < 20 keV	Énergies des photons de 20 keV à 100 keV	Énergies des photons > 100 keV
Incertitudes de type A	1,5	1,3	1,07
Incertitudes de type B	2,06	1,25	1,15
FD total	2,3	1,4	1,2

Tableau 8 : Valeurs types des incertitudes de type B pour les mesures *in vitro*

Quantité	Facteur de diffusion (FD _B)
Échantillon réel d'urine sur 24 heures	1,1
Concentration de l'activité de l'eau tritiée dans l'urine	1,1
Échantillon simulé d'urine sur 24 heures, créatinine, volume ou densité normalisé	1,6
Échantillon ponctuel d'urine (une seule miction utilisée pour estimer le taux d'excrétion sur 24 heures)	2
Échantillon de matières fécales sur 24 heures	3
Échantillon de matières fécales sur 72 heures	2

Le système complet d'essais biologiques devrait être tel que toute erreur dans la mesure finale n'aurait qu'une incidence mineure sur l'exactitude globale de la dose de rayonnement estimée reçue par le travailleur. Les points suivants devraient être inclus dans l'évaluation de la précision des instruments de détection et de la méthode de mesure :

1. Erreur nette de comptage statistique : Cela comprend l'erreur statistique dans le comptage de l'essai biologique et l'erreur statistique dans la mesure du comptage du rayonnement de fond. La durée de comptage du rayonnement de fond devrait être appropriée compte tenu de la norme, de l'échantillon ou du sujet.
2. Erreur causée par des variations dans la géométrie de comptage : Cela devrait comprendre les tolérances relatives aux écarts physiques chez les sujets ou dans les échantillons ayant fait l'objet d'un comptage, particulièrement en ce qui a trait à l'équipement de comptage spécifique utilisé.
3. Erreur introduite par l'atténuation du rayonnement émis par les tissus sus-jacents lors du comptage *in vivo* : L'effet des tissus sus-jacents devrait être pris en compte lorsque l'émission gamma d'un nucléide est inférieure à 200 keV, ou lorsqu'on compte le rayonnement de freinage (*bremsstrahlung*) attribuable à des émissions bêta. Cela nécessite l'estimation de la profondeur moyenne et de la masse volumique des tissus sus-jacents (p. ex. l'épaisseur de la paroi thoracique), qui pourraient varier de façon importante d'une personne à une autre.
4. Étalonnage de l'instrument par rapport à la substance nucléaire mesurée dans une géométrie pertinente pour la mesure en cause : La réponse de l'instrument d'essais biologiques devrait être étalonnée en fonction de la substance nucléaire d'intérêt, et un programme courant de contrôle de la qualité devrait être en place pour veiller à ce que cet étalonnage soit maintenu constamment. Des vérifications internes fréquentes au moyen d'une source radioactive à

longue période devraient être réalisées régulièrement pour confirmer que la réponse du détecteur est constante au fil du temps et que l'instrument fonctionne adéquatement.

9. Détermination de la dose efficace engagée

Lorsque le temps entre l'incorporation et un seul essai biologique est connu, l'incorporation devrait être calculée comme suit :

$$(18) \quad I = \frac{M}{m(t)}$$

Dans ce cas, I représente l'incorporation, par exemple en Bq ou mg; M est la quantité mesurée et m(t) est la valeur prévue des fonctions de rétention ou d'excrétion au moment t après l'incorporation. La valeur de m(t) est fondée sur des modèles de biocinétique appropriés et est disponible, dans les publications de la CIPR, pour les caractéristiques de solubilité par défaut des matières. On pourrait également calculer les valeurs de m(t) pour la solubilité ou la taille des particules spécifiques de la matière en cause. La quantité mesurée et m(t) devraient être exprimées dans des unités cohérentes. Par exemple, pour l'analyse de l'urine, la valeur M devrait être l'activité du radionucléide d'intérêt excrété par jour à la fin de la période de prélèvement de l'échantillon, alors que m(t) est le taux d'excrétion urinaire du même radionucléide à la fin de cette période. Ce dernier scénario s'applique généralement dans le cadre d'un contrôle spécial ou propre aux tâches effectuées.

Pour les contrôles courants, le temps entre l'incorporation et les essais biologiques pourrait ne pas être connu. Dans de tels cas, on pourrait déterminer la DEE en supposant que l'incorporation a eu lieu au milieu de la période de contrôle de T jours. On devrait calculer l'incorporation comme suit, en fonction de la quantité mesurée à la fin de la période de contrôle :

$$(19) \quad I = \frac{M}{m\left(\frac{T}{2}\right)}$$

Dans les deux cas, on pourrait déterminer la DEE en multipliant l'incorporation par la DEE appropriée par unité d'incorporation. Dans certains cas, comme pour l'eau tritiée, on pourrait utiliser des mesures de l'activité pour déterminer la dose efficace directement. Dans ces cas, la méthode ci-dessus pourrait être remplacée par une méthode présentée dans les annexes pour des radionucléides spécifiques, ou une méthode approuvée par la CCSN.

Si plus de 10 % environ de la quantité mesurée réelle peut être attribuée à l'incorporation dans un intervalle de contrôle antérieur, une correction pourrait être appropriée. La quantité mesurée dans l'intervalle de contrôle courant pourrait être corrigée comme suit :

- déterminer l'incorporation dans l'intervalle de contrôle précédent
- utiliser la valeur m(t) appropriée pour prévoir la contribution de l'incorporation précédente à la quantité mesurée courante
- soustraire la contribution calculée ci-dessus de la quantité mesurée courante

Dans certaines circonstances, y compris les essais biologiques spéciaux, on pourrait avoir les résultats du contrôle individuel obtenus à divers moments et selon plusieurs méthodes de contrôle

(p. ex. essais biologiques *in vitro* et *in vivo*). Dans de tels cas, la meilleure estimation de l'incorporation devrait être calculée en déterminant :

- la valeur de $m_j(t_i)$ pour chaque résultat de contrôle et pour chaque méthode de contrôle
- la meilleure estimation de l'incorporation, de telle sorte que $I \times m_j(t_i)$ correspond le mieux aux résultats de la mesure $M_{i,j}$

Lorsque plusieurs méthodes de contrôle sont utilisées, on devrait vérifier l'incorporation en ajustant simultanément les valeurs prévues ($I \times m_j(t_i)$) selon les résultats de toutes les méthodes de contrôle. Par exemple, on pourrait obtenir des ensembles de données pour l'urine et les matières fécales dans le cadre d'une campagne d'essais biologiques spéciaux. Dans ce cas, on devrait vérifier l'incorporation en ajustant les valeurs prévues ($I \times m_j(t_i)$) aux deux ensembles de données simultanément. Il existe des méthodes statistiques d'ajustement des données, et les deux plus couramment utilisées pour les essais biologiques sont la méthode du maximum de vraisemblance et l'approche bayésienne. Ces méthodes, et d'autres, sont décrites dans le rapport n° 37 de la Collection Rapports de sûreté de l'AIEA : *Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of Radionuclides* [21], et dans le rapport EURADOS 2013-01, *IDEAS Guidelines (Version 2) for the Estimation of Committed Doses from Incorporation Monitoring Data* [20].

Lorsqu'on détermine une incorporation à partir de l'ajustement des données, l'hypothèse de départ est que les données sont cohérentes avec le modèle biocinétique, c'est-à-dire que les résultats de mesure $M_{i,j}$ sont conformes aux prévisions $I \times m_j(t_i)$. Les critères de rejet de l'ajustement pourraient être fondés sur la statistique du test du chi carré, et on pourrait supposer que chaque mesure $M_{i,j}$ provient d'une loi log-normale. On devrait juger que l'ajustement aux données est inadéquat si la valeur p est inférieure à 0,05. La valeur p est la fraction de la distribution χ^2 attendue (distribution théorique) qui est supérieure à la valeur χ_o^2 calculée. On trouvera plus de renseignements sur les critères de rejet d'un ajustement de données dans le contexte des essais biologiques dans le rapport EURADOS 2013-01 [20].

Lorsque l'ajustement est rejeté et que l'incorporation estimée mène à une DEE > 1 mSv, les paramètres d'absorption propres à la matière, d'après le modèle des voies respiratoires humaines de la CIPR, pourraient être ajustés. Pour plus de renseignements, veuillez consulter la publication 66 de la CIPR, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection* [15]. Plus précisément, le moment et les voies de l'incorporation, s'ils sont inconnus, pourraient être variés afin d'améliorer l'ajustement. En particulier, les valeurs de f_r et s_s peuvent varier, mais non la valeur de s_r ⁷ (qui devrait être maintenue à la valeur recommandée par la CIPR) jusqu'à ce que l'ajustement ne soit pas rejeté [20].

La méthode pour déterminer la DEE pourrait différer ou inclure des facteurs supplémentaires lors de l'examen de radionucléides spécifiques. Les recommandations spécifiques pour le tritium, l'iode radioactif et l'uranium sont traitées dans les annexes D à F, respectivement.

⁷ L'absorption des radionucléides depuis les voies respiratoires vers le sang est décrite à l'aide de f_r , qui est la fraction de l'activité déposée dans les voies respiratoires et qui se dissout rapidement, à un taux s_r (j^{-1}). Le reste de l'activité déposée dans les voies respiratoires se dissout plus lentement, à un taux s_s (j^{-1}). Voir la publication 66 de la CIPR, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection* [15].

10. Étalonnage

Les instruments servant aux mesures d'essais biologiques *in vivo* ou *in vitro* doivent être choisis, mis à l'essai et étalonnés périodiquement, conformément à l'article 25 du RRP. L'étalonnage doit être effectué pour la substance nucléaire mesurée dans le programme d'essais biologiques. Les exigences d'étalonnage et d'entretien périodiques doivent être déterminées en fonction de la précision, du but, du degré d'utilisation, des caractéristiques de stabilité et d'autres facteurs essentiels influant sur le contrôle des mesures. Les procédures d'entretien et d'étalonnage devraient être documentées.

Un registre de l'étalonnage doit être conservé, et l'équipement étalonné devrait être identifié clairement et de manière indélébile (p. ex. par l'utilisation d'étiquettes). Lorsque l'étalonnage est effectué avant l'utilisation ou s'il est utilisé fréquemment (p. ex. quotidiennement), l'enregistrement des étalonnages pourrait être suffisant.

Les appareils non étalonnés, imprécis ou défectueux devraient être identifiés et retirés du service. L'équipement servant aux mesures qui a été réparé ou modifié devrait être étalonné et l'on devrait vérifier sa performance avant de le remettre en service.

Les étalonnages devraient être traçables par rapport aux étalons de référence nationaux. La traçabilité de l'étalonnage du matériel utilisé comme étalon de transfert, jusqu'aux étalons nationaux traçables, devrait également être assurée. Lorsque des étalons de référence sont utilisés comme étalons de transfert pour établir le niveau de référence en fonction duquel les données sont mesurées directement, des méthodes devraient être établies pour préserver l'intégrité du processus et des résultats.

Si on constate que le matériel fournit des mesures inexactes, la validité des données ou des résultats antérieurs devrait être vérifiée et des mesures correctives devraient être prises.

11. Limitation de l'incorporation de substances nucléaires par les travailleuses qui allaitent

Le RRP exige que les titulaires de permis prennent des mesures d'adaptation afin de limiter l'incorporation de substances nucléaires par une TSN qui allaite. La section 11 du REGDOC-2.7.1 [1] fournit de l'orientation concernant les TSN qui allaitent. En particulier, lorsqu'un titulaire de permis est informé par écrit qu'une TSN allaite, il doit prendre toute mesure d'adaptation qui ne causera pas de difficultés financières ni d'inconvénients commerciaux excessifs. Le titulaire de permis pourrait devoir mettre en place des contrôles administratifs pour une TSN qui allaite afin de s'assurer de minimiser l'incorporation de substances nucléaires par cette personne, substances qui peuvent ensuite être transférées à l'enfant allaité. Les contrôles administratifs pourraient consister à s'assurer que les conditions de travail sont telles qu'il n'y a pas de risque important d'incorporation de substances nucléaires. Par conséquent, les TSN qui allaitent et qui ne participent pas au programme d'essais biologiques courants en raison du faible risque que l'incorporation devrait faire l'objet d'un contrôle de confirmation à l'effet qu'il n'y a pas eu d'incorporation.

Dans l'éventualité d'une incorporation, on devrait estimer son importance pour s'assurer que la dose (c.-à-d. la DEE) pour le nourrisson allaité ne dépasse pas 1 mSv. En règle générale, pour la plupart des substances nucléaires, si l'incorporation de substances nucléaires par les TSN qui allaitent est contrôlée de manière à maintenir la DEE annuelle sous 1 mSv pour la TSN, alors le

nourrisson allaité ne recevra pas une DEE supérieure à 1 mSv par année civile qui serait attribuable à cette incorporation. Il existe des exceptions où l'incorporation de certaines substances nucléaires (p. ex. S-35, iode radioactif et eau tritiée) pourrait entraîner une DEE supérieure à 1 mSv pour le nourrisson allaité, par rapport à la dose reçue par la TSN.

Les titulaires de permis devraient comparer les coefficients de doses dose pour les TSN aux coefficients pour les nourrissons allaités (publication 95 de la CIPR : *Doses to Infants from Ingestion of Radionuclides in Mothers' Milk* [22]) pour les substances nucléaires pertinentes dans leurs installations afin de vérifier que les doses aux nourrissons allaités ne présentent aucun risque pour ceux-ci et sont maintenues sous les limites de dose. La publication 100 de la CIPR, *Errata to: Doses to infants from ingestion of radionuclides in mothers' milk (ICRP Publication 95, Ann. ICRP 34[3/4])* [23], devrait également être consultée, car des corrections ont été apportées aux tableaux de ^{99m}Tc , de thorium et d'uranium.

Les ratios de la DEE reçue par un nourrisson allaité sur la DEE correspondante reçue par la TSN qui allaite, après une incorporation aiguë par inhalation, sont présentés dans le tableau 9 pour certaines substances nucléaires. Afin d'estimer la dose à un nourrisson allaité dans des circonstances où la travailleuse continue d'allaiter après une incorporation, on pourrait multiplier la DEE reçue par la TSN qui allaite par le ratio approprié du tableau 9 pour obtenir la DEE pour le nourrisson allaité. Ces ratios ont été calculés en supposant des incorporations professionnelles par inhalation pour le type d'inhalation ou le type de composé le plus prudent (p. ex. vapeur dans le cas de l'iode 131). Dans les cas où l'on soupçonne une incorporation par ingestion, les coefficients de dose par ingestion devraient être calculés à partir des coefficients de dose professionnelle appropriés pour les adultes et pour le nourrisson allaité. On pourrait utiliser cette méthode pour vérifier que la dose reçue par le nourrisson allaité, provenant de toutes les substances nucléaires absorbées par la TSN qui allaite, est maintenue à une valeur inférieure à 1 mSv par année civile. Pour les facteurs indiqués au tableau 9, on suppose que l'allaitement se poursuit pendant 6 mois. S'il y a eu incorporation et que l'allaitement se poursuit pendant plus de 6 mois, le titulaire de permis devrait consulter la CCSN pour déterminer les coefficients de dose appropriés.

Tableau 9 : Ratio de la DEE reçue par un nourrisson allaité sur la DEE reçue par une TSN qui allaite

Substance nucléaire	Ratio		Substance nucléaire	Ratio		Substance nucléaire	Ratio
^3H (eau)	1,1		^{60}Co	0,20		$^{210}\text{Po}^8$	0,020
^{14}C	0,33		^{95}Zr	0,0047		^{226}Ra	0,0073
^{32}P	0,81		^{95}Nb	0,00015		^{238}U	0,0079
^{33}P	0,63		$^{99\text{m}}\text{Tc}$	0,49		^{241}Am	0,00022
^{35}S	1,2		^{125}I	1,1		^{238}Pu	0,00024
^{45}Ca	0,38		^{131}I	2,6		^{239}Pu	0,00023
^{47}Ca	0,35		^{134}Cs	0,10		^{244}Cm	0,00027
^{55}Fe	0,015		^{137}Cs	0,13			
^{59}Fe	0,0075		^{210}Pb	0,27			

12. Détermination de la dose résultant de l'incorporation de substances nucléaires par une plaie

L'incorporation de radionucléides par une plaie est évaluée dans le cadre d'un contrôle par essais biologiques spéciaux. L'objectif de ces essais biologiques est d'assurer le respect des limites de dose et d'éclairer les décisions concernant le traitement du patient (p. ex. excision de la plaie, décorporation). Outre les essais biologiques, un contrôle spécial devrait inclure la mesure de l'activité locale sur le site de la plaie.

Le choix de la méthode de contrôle dépend du type de plaie (p. ex. perforation, lacération, brûlure thermique), de la catégorie du contaminant de la plaie (p. ex. radionucléides en solution, particules, fragments) et de la biocinétique du radionucléide. Bien que les composés solubles soient rapidement transférés dans le sang, les composés insolubles peuvent être retenus au site de la plaie, et une fraction peut être transférée dans les ganglions lymphatiques régionaux et demeurer à ces deux endroits pendant une longue période.

La biocinétique des composés spécifiques absorbés à travers une plaie dépend du type de plaie et de son évolution physiologique (p. ex. cicatrisation). En général, la proportion d'un composé soluble absorbé par le sang à partir du site d'une plaie diminue dans l'ordre suivant :

1. injection intraveineuse (plus grande proportion du composé absorbé par le sang)
2. plaies par perforation
3. lacérations et abrasions
4. peau brûlée (brûlure thermique ou chimique)
5. peau intacte (plus petite proportion du composé absorbé par le sang)

⁸ Le ratio pour le Po-210 peut être utilisé pour une estimation prudente de la dose de filiation du radon.

Les catégories de contaminants des plaies sont définies dans le rapport n° 156 du NCRP, *Development of a Biokinetic Model for Radionuclide-Contaminated Wounds and Procedures for their Assessment, Dosimetry and Treatment* [24]. Ces catégories sont les suivantes :

1. Radionucléides initialement en solution
 - a. faible rétention au site de la plaie (jusqu'à 10 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)
 - b. rétention modérée au site de la plaie (10 % à 30 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)
 - c. forte rétention au site de la plaie (30 % à 80 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)
 - d. rétention avide au site de la plaie (plus de 80 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)
2. Radionucléides initialement insolubles dans l'eau
 - a. colloïdes
 - b. particules
 - c. fragments

Les particules et les fragments sont des solides. Tout comme les colloïdes, ils peuvent être déposés dans les ganglions lymphatiques après avoir été dégagés du site de la plaie.

Les étapes suivantes devraient être suivies lors du contrôle d'une plaie contaminée :

1. On devrait caractériser la contamination de la plaie en documentant ce qui suit :
 - a. la date, l'heure, la méthode et les circonstances de l'incident de contamination de la plaie
 - b. le type, les caractéristiques et l'emplacement de la plaie
 - c. les caractéristiques du contaminant radiologique au site de la plaie, y compris les radionucléides, leur forme chimique et leur activité ou concentration totale.
2. L'activité déposée au site de la plaie devrait être mesurée dès que possible après la blessure et périodiquement par la suite, car cela permettra d'assurer une prise en charge médicale adéquate du patient : des mesures de suivi sont recommandées afin de mesurer l'efficacité de la décontamination et des interventions médicales de l'orientation sur le choix des instruments de contrôle des plaies figure dans le rapport n° 156 du NCRP [24].
3. Un essai biologique *in vitro* ou *in vivo* devrait être effectué, le cas échéant, pour les radionucléides et leurs formes chimiques associées, comme il a été déterminé à l'étape 1, dès que possible après l'occurrence de la plaie et périodiquement par la suite selon la fréquence indiquée à l'annexe C.
4. La dose équivalente à la peau au site de la plaie devrait être déterminée en fonction de l'information obtenue aux étapes 2 et 3, le cas échéant.
5. La DEE attribuable à l'incorporation des radionucléides par la plaie devrait être déterminée.

La dose équivalente aux tissus au site de la plaie devrait être déterminée pour établir si des réactions tissulaires sont probables et pour vérifier le respect de la limite de dose équivalente pour la peau. Une fois déterminée l'activité déposée au site de la plaie, on peut effectuer une première estimation prudente. Pour ce faire, on peut multiplier la concentration de l'activité au site de la plaie par le facteur approprié de conversion de la dose à la peau, comme il est indiqué au tableau 10.

Tableau 10 : Coefficients de dose équivalente pour les radionucléides au site de la plaie [24]

Radionucléide	Débit de dose équivalente reçue par la peau ($\text{mSv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kBq}^{-1}\cdot\text{cm}^2$)	
	Contamination de surface	Contamination en profondeur
^3H	0	$1,3\times 10^{-3}$
^{14}C	$3,2\times 10^{-1}$	1,8
^{22}Na	1,7	3,2
^{32}P	1,9	4,2
^{35}S	$3,5\times 10^{-1}$	1,7
^{36}Cl	1,8	3,2
^{45}Ca	$8,5\times 10^{-1}$	2,2
^{51}Cr	$1,5\times 10^{-2}$	$2,7\times 10^{-2}$
^{54}Mn	$6,2\times 10^{-2}$	$8,1\times 10^{-2}$
^{57}Co	$1,2\times 10^{-1}$	$1,9\times 10^{-1}$
^{58}Co	$3,1\times 10^{-1}$	$5,6\times 10^{-1}$
^{60}Co	$7,8\times 10^{-1}$	3,2
^{59}Fe	$9,6\times 10^{-1}$	3,3
^{63}Ni	$6,5\times 10^{-7}$	$4,5\times 10^{-1}$
^{67}Ga	$3,4\times 10^{-1}$	1,1
^{90}Sr , ^{90}Y	3,6	7,9
^{95}Zr , ^{95}Nb	1,6	4,3
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	$2,5\times 10^{-1}$	$4,0\times 10^{-1}$
^{106}Ru , ^{106}Nb	2,2	6,5
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$6,7\times 10^{-1}$	1,9
^{111}In	$3,8\times 10^{-1}$	$6,7\times 10^{-1}$
^{123}I	$3,7\times 10^{-1}$	$6,8\times 10^{-1}$
^{125}I	$2,1\times 10^{-2}$	$3,5\times 10^{-1}$
^{131}I	1,6	3,1
^{137}Cs , $^{137\text{m}}\text{Ba}$	1,6	3,4
^{144}Ce , $^{144\text{m}}\text{Pr}$, ^{144}Pr	3,1	8,2
^{147}Pm	$6,0\times 10^{-1}$	2,0
^{192}Ir	1,9	3,4
^{201}Tl	$2,8\times 10^{-1}$	1,0
^{204}Tl	1,6	3,0
^{235}U	$1,8\times 10^{-1}$	$3,0\times 10^3$
^{238}U	$2,3\times 10^{-3}$	$2,9\times 10^3$
^{238}Pu	$3,7\times 10^{-3}$	$3,4\times 10^3$
^{239}Pu	$1,4\times 10^{-3}$	$3,2\times 10^3$
^{241}Pu	$1,3\times 10^{-5}$	$8,0\times 10^{-2}$
^{241}Am	$2,0\times 10^{-2}$	$3,4\times 10^3$

On pourrait présumer que les radionucléides constituent une contamination de surface dans le cas des abrasions ou des brûlures chimiques. Dans d'autres cas, à moins qu'il n'existe des preuves de contamination de surface, on devrait présumer que les radionucléides constituent une contamination en profondeur. Pour évaluer plus exactement la dose, on devrait utiliser un logiciel de dosimétrie cutanée.

Il est possible de calculer une limite supérieure de la DEE en supposant que toute l'activité au site de la plaie sera absorbée dans le sang. Les coefficients de dose pour les radionucléides sélectionnés à cette fin sont indiqués dans le tableau 11, dans la colonne « Faible ». Une fois les résultats des essais biologiques disponibles, il faudrait les utiliser pour déterminer la DEE. Les résultats des essais biologiques peuvent être corrigés pour tenir compte des incorporations antérieures de radionucléides.

Dans les cas où l'activité est rapidement évacuée du site de la plaie (p. ex. moins de 10 % de l'activité mesurée à l'étape 2 immédiatement après l'incident ayant causé la contamination de la plaie demeure au site de la plaie 24 heures plus tard), il est possible de traiter l'incorporation comme une incorporation par injection. L'incorporation peut être déterminée à l'aide de l'équation de la section 11 :

$$(20) \quad I = \frac{M}{m(t)}$$

Le paramètre $m(t)$ est l'activité prévue dans l'essai biologique par unité d'incorporation. Ces paramètres se trouvent dans la publication 78 de la CIPR : *Individual monitoring for internal exposure of workers: Replacement of ICRP Publication 54* [25] ou dans la norme ISO 27048:2011, *Radioprotection – Estimation de la dose interne dans le cadre de la surveillance des travailleurs en cas d'exposition aux rayonnements* [26]. Il est alors possible de déterminer la DEE en calculant $I \times e_{inj}(50)$. On peut obtenir ce dernier paramètre, qui est le coefficient de dose pour une incorporation par injection, dans la colonne « Faible » du tableau 11 ou la calculer en utilisant un logiciel de dosimétrie interne incorporant les modèles biocinétiques de la CIPR. Enfin, il est possible d'utiliser les critères définissant les catégories de contaminants d'une plaie, décrits ci-dessus, pour déterminer quelle colonne du tableau 11 il faut utiliser. Pour obtenir de l'orientation supplémentaire, voir le rapport n° 156 du NCRP [24]. Les données du tableau 11 proviennent de l'article de *Health Physics, Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides via Contaminated Wounds* [27].

Dans les cas où l'activité est retenue au site de la plaie, comme il a été déterminé par les mesures faites sur le site de la plaie dans les premiers jours suivant la contamination de la plaie, la DEE devrait être déterminée à l'aide du modèle biocinétique de plaie figurant dans le rapport n° 156 du NCRP [24] ou d'un autre modèle approuvé par la CCSN. On pourrait réaliser une évaluation initiale en utilisant une catégorie du modèle de plaie du NCRP choisie a priori. Lorsque les résultats des essais biologiques sont disponibles, on devrait déterminer la DEE pour la catégorie de plaie qui correspond le mieux aux données d'excrétion ou de rétention. Si la qualité de l'ajustement n'est pas acceptable pour une catégorie de plaie, d'après les critères de la section 9, on devrait calculer la dose en envisageant un mélange de deux catégories de rétention par défaut.

Tableau 11 : Coefficients de dose efficace engagée pour l'incorporation par une plaie, exprimés en Sv/Bq

Radionucléide	Faible	Modérée	Forte	Avide	Colloïde	Particule	Fragment
³ H (HTO)	1,84×10 ⁻¹¹	1,84×10 ⁻¹¹	1,78×10 ⁻¹¹	1,61×10 ⁻¹¹	1,56×10 ⁻¹¹	1,01×10 ⁻¹¹	4,07×10 ⁻¹³
³ H (OBT)	4,16×10 ⁻¹¹	4,16×10 ⁻¹¹	4,01×10 ⁻¹¹	3,64×10 ⁻¹¹	3,52×10 ⁻¹¹	2,28×10 ⁻¹¹	9,19×10 ⁻¹³
¹⁴ C	5,77×10 ⁻¹⁰	5,77×10 ⁻¹⁰	5,75×10 ⁻¹⁰	5,68×10 ⁻¹⁰	5,77×10 ⁻¹⁰	5,71×10 ⁻¹⁰	3,19×10 ⁻¹¹
³² P	2,20×10 ⁻⁹	2,00×10 ⁻⁹	1,32×10 ⁻⁹	4,61×10 ⁻¹⁰	1,14×10 ⁻¹⁰	6,13×10 ⁻¹²	6,53×10 ⁻¹²
³⁵ S (inorganique)	1,24×10 ⁻¹⁰	1,20×10 ⁻¹⁰	9,11×10 ⁻¹¹	3,44×10 ⁻¹¹	1,86×10 ⁻¹¹	1,44×10 ⁻¹²	2,95×10 ⁻¹³
³⁵ S (organique)	7,76×10 ⁻¹⁰	7,51×10 ⁻¹⁰	5,70×10 ⁻¹⁰	2,15×10 ⁻¹⁰	1,16×10 ⁻¹⁰	9,01×10 ⁻¹²	1,85×10 ⁻¹²
⁵⁹ Fe	8,36×10 ⁻⁹	7,95×10 ⁻⁹	5,73×10 ⁻⁹	1,99×10 ⁻⁹	8,56×10 ⁻¹⁰	5,43×10 ⁻¹¹	1,08×10 ⁻¹¹
⁵⁷ Co	6,36×10 ⁻¹⁰	6,28×10 ⁻¹⁰	5,16×10 ⁻⁹	4,01×10 ⁻¹⁰	1,84×10 ⁻¹⁰	2,45×10 ⁻¹¹	3,00×10 ⁻¹²
⁵⁸ Co	1,53×10 ⁻⁹	1,47×10 ⁻⁹	1,10×10 ⁻⁹	4,01×10 ⁻¹⁰	2,03×10 ⁻¹⁰	1,46×10 ⁻¹¹	3,07×10 ⁻¹²
⁶⁰ Co	1,94×10 ⁻⁸	1,94×10 ⁻⁸	1,81×10 ⁻⁸	1,49×10 ⁻⁸	1,38×10 ⁻⁸	6,11×10 ⁻⁹	2,47×10 ⁻¹⁰
⁸⁵ Sr	1,10×10 ⁻⁹	1,06×10 ⁻⁹	7,86×10 ⁻¹⁰	2,83×10 ⁻¹⁰	1,39×10 ⁻¹⁰	9,77×10 ⁻¹²	2,05×10 ⁻¹²
⁸⁹ Sr	3,13×10 ⁻⁹	2,98×10 ⁻⁹	2,17×10 ⁻⁹	7,61×10 ⁻¹⁰	3,43×10 ⁻¹⁰	2,24×10 ⁻¹¹	4,59×10 ⁻¹²
⁹⁰ Sr	8,80×10 ⁻⁸	8,81×10 ⁻⁸	8,66×10 ⁻⁸	8,26×10 ⁻⁸	8,22×10 ⁻⁸	6,57×10 ⁻⁸	2,87×10 ⁻⁹
^{99m} Tc	1,50×10 ⁻¹¹	1,17×10 ⁻¹¹	3,21×10 ⁻¹²	3,41×10 ⁻¹²	1,50×10 ⁻¹⁴	1,34×10 ⁻¹⁵	6,91×10 ⁻¹⁹
¹⁰⁶ Ru	3,02×10 ⁻⁸	2,99×10 ⁻⁸	2,51×10 ⁻⁸	1,39×10 ⁻⁸	1,04×10 ⁻⁸	1,67×10 ⁻⁹	1,65×10 ⁻¹⁰
¹²⁵ I	1,54×10 ⁻⁸	1,48×10 ⁻⁸	1,09×10 ⁻⁸	3,90×10 ⁻⁹	1,87×10 ⁻⁹	1,28×10 ⁻¹⁰	2,68×10 ⁻¹¹
¹²⁹ I	1,07×10 ⁻⁷	1,07×10 ⁻⁷	1,06×10 ⁻⁷	1,05×10 ⁻⁷	1,07×10 ⁻⁷	1,06×10 ⁻⁷	5,87×10 ⁻⁹
¹³¹ I	2,13×10 ⁻⁸	1,88×10 ⁻⁸	1,19×10 ⁻⁸	4,35×10 ⁻⁹	7,36×10 ⁻¹⁰	3,85×10 ⁻¹¹	2,45×10 ⁻¹²
¹³⁴ Cs	1,94×10 ⁻⁸	1,94×10 ⁻⁸	1,71×10 ⁻⁸	1,16×10 ⁻⁸	9,70×10 ⁻⁹	2,45×10 ⁻⁹	1,48×10 ⁻¹⁰
¹³⁷ Cs	1,36×10 ⁻⁸	1,36×10 ⁻⁸	1,34×10 ⁻⁸	1,28×10 ⁻⁸	1,27×10 ⁻⁸	1,03×10 ⁻⁸	4,77×10 ⁻¹⁰
¹⁹² Ir	6,67×10 ⁻⁹	6,43×10 ⁻⁹	4,82×10 ⁻⁹	1,77×10 ⁻⁹	9,09×10 ⁻¹⁰	6,65×10 ⁻¹¹	1,39×10 ⁻¹¹
²⁰¹ Tl	8,34×10 ⁻¹¹	6,91×10 ⁻¹¹	4,11×10 ⁻¹¹	1,70×10 ⁻¹²	1,29×10 ⁻¹²	6,83×10 ⁻¹⁴	1,50×10 ⁻¹⁵
²¹⁰ Po	2,36×10 ⁻⁶	2,31×10 ⁻⁶	1,81×10 ⁻⁶	7,52×10 ⁻⁷	4,60×10 ⁻⁷	4,31×10 ⁻⁸	7,72×10 ⁻⁹
²²⁶ Ra	1,36×10 ⁻⁶	1,36×10 ⁻⁶	1,44×10 ⁻⁶	1,62×10 ⁻⁶	1,77×10 ⁻⁶	2,64×10 ⁻⁶	1,65×10 ⁻⁷
²²⁸ Ra	3,37×10 ⁻⁶	3,96×10 ⁻⁶	1,41×10 ⁻⁵	3,81×10 ⁻⁵	4,56×10 ⁻⁵	4,04×10 ⁻⁵	1,13×10 ⁻⁶
²²⁸ Th	1,18×10 ⁻⁴	1,17×10 ⁻⁴	1,03×10 ⁻⁴	6,86×10 ⁻⁵	5,68×10 ⁻⁵	1,37×10 ⁻⁵	8,64×10 ⁻⁷
²³⁰ Th	4,19×10 ⁻⁴	4,19×10 ⁻⁴	4,13×10 ⁻⁴	3,99×10 ⁻⁴	3,99×10 ⁻⁴	3,35×10 ⁻⁴	1,44×10 ⁻⁵
²³² Th	4,52×10 ⁻⁴	4,52×10 ⁻⁴	4,48×10 ⁻⁴	4,40×10 ⁻⁴	4,47×10 ⁻⁴	4,17×10 ⁻⁴	1,92×10 ⁻⁵
²³⁴ U	2,27×10 ⁻⁶	2,27×10 ⁻⁶	2,25×10 ⁻⁶	2,18×10 ⁻⁶	2,19×10 ⁻⁶	1,92×10 ⁻⁶	8,75×10 ⁻⁸
²³⁵ U	2,11×10 ⁻⁶	2,11×10 ⁻⁶	2,09×10 ⁻⁶	2,03×10 ⁻⁶	2,04×10 ⁻⁶	1,78×10 ⁻⁶	8,13×10 ⁻⁸
²³⁸ U	2,03×10 ⁻⁶	2,03×10 ⁻⁶	2,01×10 ⁻⁶	1,96×10 ⁻⁶	1,97×10 ⁻⁶	1,73×10 ⁻⁶	7,89×10 ⁻⁸
²³⁷ Np	2,05×10 ⁻⁴	2,05×10 ⁻⁴	2,03×10 ⁻⁴	1,98×10 ⁻⁴	1,99×10 ⁻⁴	1,76×10 ⁻⁴	7,91×10 ⁻⁶
²³⁸ Pu	4,44×10 ⁻⁴	4,43×10 ⁻⁴	4,36×10 ⁻⁴	4,18×10 ⁻⁴	4,17×10 ⁻⁴	3,36×10 ⁻⁴	1,41×10 ⁻⁵
²³⁹ Pu	4,89×10 ⁻⁴	4,89×10 ⁻⁴	4,83×10 ⁻⁴	4,66×10 ⁻⁴	4,67×10 ⁻⁴	3,90×10 ⁻⁴	1,67×10 ⁻⁵
²⁴⁰ Pu	4,89×10 ⁻⁴	4,89×10 ⁻⁴	4,83×10 ⁻⁴	4,66×10 ⁻⁴	4,67×10 ⁻⁴	3,90×10 ⁻⁴	1,67×10 ⁻⁵
²⁴¹ Pu	9,40×10 ⁻⁶	9,40×10 ⁻⁶	9,42×10 ⁻⁶	9,46×10 ⁻⁶	9,68×10 ⁻⁶	9,23×10 ⁻⁶	4,10×10 ⁻⁷
²⁴¹ Am	3,97×10 ⁻⁴	3,96×10 ⁻⁴	3,91×10 ⁻⁴	3,79×10 ⁻⁴	3,80×10 ⁻⁴	2,23×10 ⁻⁴	1,41×10 ⁻⁵
²⁴² Cm	1,35×10 ⁻⁵	1,33×10 ⁻⁵	1,09×10 ⁻⁵	5,66×10 ⁻⁶	4,22×10 ⁻⁶	1,66×10 ⁻⁶	1,02×10 ⁻⁷
²⁴⁴ Cm	2,34×10 ⁻⁴	2,34×10 ⁻⁴	2,27×10 ⁻⁴	2,11×10 ⁻⁴	2,06×10 ⁻⁴	1,44×10 ⁻⁴	5,72×10 ⁻⁶
²⁵² Cf	1,52×10 ⁻⁴	1,51×10 ⁻⁴	1,36×10 ⁻⁴	9,79×10 ⁻⁵	8,43×10 ⁻⁵	2,49×10 ⁻⁵	1,30×10 ⁻⁶

Partie C – Modifications des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national

13. Procédure générale

La CCSN utilise les dossiers de doses pour s'assurer que le titulaire de permis respecte les limites de dose réglementaires dans le cadre de ses activités autorisées. À cette fin, il est important que les doses déposées dans le FDN soient exactes et à jour, dans la mesure du possible. Les renseignements sur les doses déposés dans le FDN peuvent être modifiés pour diverses raisons (p. ex. à la suite d'une enquête concluant à l'existence d'un dossier de doses incorrect). Les étapes suivantes décrivent la procédure générale à suivre pour qu'un titulaire de permis demande, lorsque justifié, la modification d'un dossier de doses déposé dans le FDN :

1. Le titulaire de permis présente à la CCSN le rapport d'enquête et le [formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses](#), qui comprend les renseignements détaillés des modifications requises.
2. La CCSN évalue la demande et l'approuve ou la rejette en fonction des renseignements fournis dans le rapport d'enquête.
3. Si la CCSN approuve la modification demandée, le [formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses](#) est envoyé au fournisseur de services de dosimétrie. Une copie du formulaire est également envoyée au travailleur, au responsable du titulaire de permis et au FDN. Il incombe au fournisseur de services de dosimétrie d'aviser le FDN de la modification.
4. Si la CCSN rejette la demande, le titulaire de permis est informé du refus.

14. Procédure de demande de modification de renseignements sur les doses individuelles

1. Le titulaire de permis mène une enquête sur l'événement qui a donné lieu à une demande de modification de renseignements sur les doses et résume les renseignements dans un rapport d'enquête, qui devrait contenir les renseignements suivants :
 - a. les motifs de la demande de modification des renseignements sur les doses
 - b. une description des circonstances et de la période visée
 - c. la justification du remplacement des doses déclarées par les valeurs proposées
 - d. les calculs à l'appui de la demande, le cas échéant
 - e. une copie de la section pertinente du rapport de doses du service de dosimétrie
 - f. d'autres renseignements pertinents, tels que déterminés par la CCSN
2. Le titulaire de permis fournit les renseignements suivants dans la section A du [formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses](#) :
 - a. le nom et le numéro de groupe ou de compte du service de dosimétrie qui est assigné au titulaire de permis par le service de dosimétrie
 - b. le nom de l'entreprise figurant sur le rapport de doses du service de dosimétrie
 - c. le nom du titulaire de permis qui figure sur le permis de la CCSN
 - d. le numéro de permis qui figure sur le permis de la CCSN
 - e. le nom du travailleur et son numéro d'assurance sociale
 - f. la désignation du travailleur : TSN ou non-TSN
 - g. le numéro de série du dosimètre qui figure sur le rapport de doses original, le cas échéant

- h. la période de port ou la période de contrôle indiquée dans le rapport de doses original, le cas échéant
 - i. la modification demandée concernant les renseignements sur les doses
 - j. le rapport d'enquête décrit à l'étape 1
3. Le travailleur dont les renseignements sur les doses seront touchés signe et date la « section B – Déclaration du travailleur » du [formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses](#). Si le travailleur ne peut être localisé, le titulaire de permis devrait démontrer qu'il a vraiment tenté de communiquer avec lui. Dans certains cas, le personnel de la CCSN peut approuver la demande de modification des renseignements sur les doses sans la signature du travailleur. Ces situations sont évaluées au cas par cas.
 4. Le titulaire de permis soumet le [formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses](#) rempli et toute pièce jointe à l'attention du point de contact unique de la CCSN pour ce permis.
 5. Le personnel de la CCSN remplit, date et signe la « section A – Déclaration du titulaire de permis » du [formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses](#).
 6. Le titulaire de permis informe le travailleur concerné de toute modification apportée aux renseignements sur les doses.

Si le titulaire de permis présente une demande visant à ajouter une dose à la peau, comme il est déterminé à la section 5.3.4, au dossier de doses du travailleur dans le FDN, la demande devrait être sous forme d'une [demande de modification des renseignements sur les doses](#). Les renseignements suivants devraient également être inclus sur cette demande :

- la marque, le modèle et le certificat d'étalonnage du contaminamètre
- une description détaillée de la façon dont l'efficacité du détecteur a été déterminée
- un calcul détaillé de la dose, y compris les temps et les résultats des mesures

15. Procédure de demande de modification des renseignements sur les doses d'un groupe

Dans certaines situations, des demandes de modification des renseignements sur les doses sont nécessaires pour un grand nombre de personnes, et il n'est alors pas pratique de présenter des demandes de modification des renseignements sur les doses pour chaque personne. Dans de telles situations, le titulaire du permis peut fournir les renseignements requis dans un autre format, comme un tableau, afin de tenir compte du grand nombre de travailleurs auxquels s'applique une telle demande de modification.

Le titulaire de permis devrait démontrer qu'il a vraiment tenté d'informer chaque travailleur de la modification demandée, et que chaque travailleur accepte les modifications proposées à son dossier de doses.

Le titulaire de permis est également tenu de fournir un rapport d'enquête, comme il est décrit à la section 14.

16. Coordonnées de la personne-ressource

Le rapport d'enquête et le [formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses](#) devraient être présentés à :

Commission canadienne de sûreté nucléaire
280, rue Slater
C.P. 1046, succursale B
Ottawa (Ontario)
K1P 5S9
Téléphone : 1-888-229-2672
Télécopieur : 613-995-5086

Annexe A : Orientation concernant le choix de la dosimétrie pour le cristallin

Les tableaux A.1 et A.2 présentent de l'orientation sur le choix de la dosimétrie appropriée pour contrôler la dose au cristallin. Ces tableaux simplifient un sujet complexe, et sont fournis aux fins d'orientation générale. Les titulaires de permis pourraient disposer de renseignements plus appropriés ou plus étayés au sujet de leur situation particulière. Les grandeurs opérationnelles et types of dosimètres énoncés ci-dessous pourraient ne pas représenter le meilleur choix dans tous les cas.

Les particules alpha ou les autres rayonnements à faible transfert linéique d'énergie (TLE) ne sont pas pris en compte ici, en raison de leur portée limitée dans les tissus. De plus, le rayonnement neutronique n'a pas été inclus dans le tableau; la section 4.6 comprend de l'orientation à cet égard.

Tableau A.1 : Dosimétrie recommandée pour le contrôle du rayonnement photonique d'après l'énergie, l'angle d'incidence et l'uniformité du champ de rayonnement

Énergie moyenne \geq 40 keV	Énergie moyenne < 40 keV	Angle du rayonnement incident	Le corps est-il uniformément exposé?	Grandeur opérationnelle recommandée	Type de dosimétrie recommandée et emplacement
-	Oui	S.O.	Oui	$H_p(0,07)$	- Dosimètre du corps entier - Porté sur le tronc
-	Oui	S.O.	Non, les yeux sont particulièrement exposés	$H_p(0,07)$	- Dosimètre d'extrémité ² - Porté près des yeux
Oui	-	Le rayonnement arrive de l'avant ou la personne se déplace dans le champ ³	Oui	$H_p(0,07)$ ou $H_p(10)$	- Dosimètre du corps entier - Porté sur le tronc
Oui	-	Le rayonnement arrive de l'avant ou la personne se déplace dans le champ ³	Non, les yeux sont particulièrement exposés	$H_p(0,07)$ ou $H_p(10)$	- Dosimètre d'extrémité ² - Porté près des yeux
Oui	-	Le rayonnement n'arrive pas par devant, et la personne ne se déplace pas dans le champ	Oui	$H_p(0,07)$	- Dosimètre du corps entier - Porté sur le tronc
Oui	-	Le rayonnement n'arrive pas par devant, et la personne ne se déplace pas dans le champ	Non, les yeux sont particulièrement exposés	$H_p(0,07)$	- Dosimètre d'extrémité ² - Porté près des yeux

Remarques :

1. L'angle du rayonnement incident désigne principalement l'angle d'incidence entre le rayonnement et la personne. L'angle et l'énergie peuvent influencer grandement sur la réponse du

dosimètre ainsi que sur l'utilisation possible de $H_p(10)$ ou $H_p(0,07)$ comme valeur substitutive de $H_p(3)$.

2. Les grandeurs $H_p(10)$ et $H_p(0,07)$ sont toutes deux appropriées, mais étant donné que le corps n'est pas exposé de manière uniforme, le dosimètre devrait être porté près du cristallin de l'œil. Comme les dosimètres d'extrémité sont habituellement plus légers et plus petits que les dosimètres du corps entier, on a sélectionné ici comme type de dosimètre un « dosimètre d'extrémité » en tenant compte de l'aspect pratique. (Les dosimètres d'extrémité sont conçus pour mesurer la valeur $H_p(0,07)$. Si cela est pratique, on pourrait porter un dosimètre au corps entier qui mesure à la fois les valeurs $H_p(10)$ et $H_p(0,07)$ près du cristallin.)
3. L'expression « la personne se déplace dans le champ » signifie que la personne se déplace de telle sorte que le rayonnement n'est pas dirigé vers elle selon un ou plusieurs angles dominants. Si une personne est surtout sur le côté ou détournée de la source de rayonnement, alors l'expression « le rayonnement n'arrive pas par devant, et la personne ne se déplace pas dans le champ » s'appliquerait.

Tableau A.2 : Dosimétrie recommandée pour le rayonnement bêta d'après l'énergie, l'angle d'incidence et l'uniformité du champ de rayonnement

Des lunettes de protection sont-elles portées?	Ce blindage absorbe-t-il les rayons bêta?	Grandeur opérationnelle à utiliser	Type de dosimétrie recommandée et emplacement
Non	S.O.	$H_p(3)$	- Dosimètre du cristallin - Porté près des yeux
Oui	Non	$H_p(3)$	- Dosimètre du cristallin - Porté près des yeux
Oui	Oui	Non requise (aucune dose à l'œil)	Non requise (aucune dose à l'œil)

Remarque : Dans le cas du rayonnement bêta, si on utilise un blindage de plomb, on devrait tenir compte de la possibilité de la création d'un rayonnement de freinage (*bremsstrahlung*), et de l'exposition à celui-ci.

Annexe B : Évaluation de l'activité manipulée pour le choix des participants à un programme de contrôle courant de l'incorporation

B.1 Fondement technique

La présente annexe établit le fondement technique du calcul relatif à l'activité manipulée qui entraîne la nécessité de participer à un programme d'essais biologiques courants. La méthode décrite dans la présente annexe est dérivée du document ANSI/HPS N13.39–2001 de la Health Physics Society, *Design of Internal Dosimetry Programs* [28].

Le principal paramètre utilisé pour déterminer l'activité d'une substance au-delà de laquelle des essais biologiques courants devraient être réalisés est la fraction d'incorporation potentielle (FIP). Il s'agit d'une estimation prudente de l'incorporation anticipée d'une substance qui pourrait survenir au cours d'une année. Elle suppose que l'incorporation se produit par la volatilisation ou la remise en suspension de la substance et par son inhalation subséquente. Elle est fonction de ce qui suit :

- La possibilité que la substance manipulée soit mise en suspension dans l'air
- Le confinement utilisé lors de la manipulation de la substance
- La dispersabilité de la substance en raison de l'ajout d'énergie (p. ex. chauffage)
- Le temps d'occupation durant la manipulation de la substance
- L'affinité de liaison de la substance à l'ADN lorsqu'elle est absorbée dans l'organisme

La FIP est définie comme suit :

$$(21) \quad FIP = 10^{-6} \times R \times C \times D \times O \times S$$

où :

10^{-6}	=	facteur de Brodsky
R	=	facteur de rejet
C	=	facteur de confinement
D	=	facteur de dispersabilité
O	=	facteur d'occupation
S	=	facteur de forme spéciale

Le facteur de Brodsky est une estimation empirique de la fraction de la matière soumise à un procédé qui pourrait être inhalée sans tenir compte des points énoncés dans la piste à puces ci-dessus [28]. Chacun des points énoncés dans la liste est représenté par l'un des facteurs de l'équation 21. Les valeurs par défaut de chaque facteur sont établies dans le tableau B.1 [28].

Tableau B.1 : Valeurs recommandées pour le calcul de la fraction d'incorporation potentielle

Valeurs recommandées		
Facteur de rejet (R)	Gaz, liquides fortement volatils	1,0
	Poudres non volatiles, liquides légèrement volatils	0,1
	Liquides, contamination générale couvrant une grande surface	0,01
	Solides, contamination ponctuelle, matières piégées dans de grosses particules, p. ex. des résines	0,001
	Matières encapsulées	0
Facteur de confinement (C)	Boîte à gants ou cellule chaude	0,01
	Hotte améliorée (enceinte fermée avec ouvertures pour les bras)	0,1
	Hotte	1,0
	Matières contaminées dans des sacs ou des emballages, matières ensachées contenues dans des boîtes de bois ou de carton, serres	10
	Table de travail, contamination de surface dans une pièce avec ventilation normale	100
Facteur de dispersabilité (D)	Mesures qui accroissent l'énergie des matières (chauffage, coupe, meulage, usinage, soudage, pressurisation, réactions exothermiques)	10
	Autres mesures (qui ne favorisent pas la dispersabilité)	1
Facteur d'occupation (O)	Utilisation annuelle ou ponctuelle	1
	Utilisation mensuelle ou plusieurs fois par an	10
	Utilisation hebdomadaire, une dizaine de fois durant l'année ou des dizaines de jours dans le cadre d'un projet ponctuel	50
	Utilisation essentiellement quotidienne	250
Facteur de forme spéciale (S)	Précurseurs de l'ADN (sauf pour ^{32}P , ^{35}S ou ^{131}I)	10
	Autre matière	1

Le facteur d'occupation vise à refléter le nombre de fois qu'un radionucléide est manipulé au cours d'une année. Il ne s'agit pas d'une fraction du temps total pendant lequel un travailleur peut être exposé à un radionucléide et il s'agit donc d'une quantité sans unité. Si la valeur $O = 1$, la FIP représenterait alors la fraction d'activité manipulée qui pourrait être inhalée en raison d'une seule utilisation. Dans les situations où les manipulations sont plus fréquentes qu'une fois par année, $O > 1$, et la FIP représente la fraction de l'activité manipulée dans une année qui pourrait être inhalée.

La formule susmentionnée de la FIP pourrait être modifiée de sorte de tenir compte des dispositifs de protection des voies respiratoires.

Les valeurs du tableau 6 de la section 7.1.1 sont dérivées des paramètres suivants :

Gaz et liquides volatils	R = 1 (gaz et liquides fortement volatils) D = 1 (aucune énergie ajoutée au système) O = 250 (utilisation essentiellement quotidienne) S = 1
Poudres	R = 0,1 D = 1 (aucune énergie ajoutée au système) O = 250 (utilisation essentiellement quotidienne) S = 1
Liquides non volatils et solides	R = 0,01 (liquides, contamination sur une grande surface) D = 1 (aucune énergie ajoutée au système) O = 250 (utilisation essentiellement quotidienne) S = 1

B.2 Exemple : Détermination de la participation à un programme d'essais biologiques

Le travail en radiopharmacie consiste à manipuler de l'iode 123 et de l'iode 131. Le travail avec ces radionucléides pourrait être effectué par la même personne; par conséquent, les deux radionucléides sont pris en compte pour déterminer si les travailleurs devraient participer à un programme de contrôle courant de l'incorporation et, le cas échéant, pour quels radionucléides.

- 1) Iode 123 : Dans cette installation, on utilise deux fois par semaine 1,1 GBq d'iode 123 pour produire de la méta-iodobenzylguanidine (mIBG) pour les doses aux patients. Le procédé se déroule dans une cellule chaude et le chauffage est appliqué dans le cadre de ce procédé. L'iode 123 est initialement sous forme de NaI. Les paramètres suivants ont été sélectionnés pour le Na-I-123 :

R = 1 (gaz, liquides fortement volatils)

C = 0,01 (cellule chaude)

D = 10 (mesures qui ajoutent de l'énergie à la matière, p. ex. chauffage)

O = 100 (hebdomadaire × 2)

On sait qu'une impureté sous forme de Te-121 est présente dans la solution mère (jusqu'à 3 % de l'activité totale, c.-à-d. 33 MBq). Les valeurs des paramètres ci-dessus s'appliquent également à l'impureté Te-121.

La quantité de 1,1 GBq de NaI-123 est requise pour produire 850 MBq de I-123-mIBG. Les paramètres pour manipuler ce type de composé sont les suivants :

R = 0,1 (liquides légèrement volatils, pour tenir compte d'une impureté non liée)

C = 1 (hotte)

D = 1 (autres mesures – qui n'augmentent pas la dispersabilité)

O = 100 (hebdomadaire × 2)

Pour l'activité restante dans la hotte, soit 250 MBq sous forme de NaI-123, on utilise les paramètres suivants :

R = 1 (gaz, liquides fortement volatils)

C = 1 (hotte)

D = 1 (autres mesures – qui n'augmentent pas la dispersabilité)

O = 100 (hebdomadaire × 2)

Des contrôles de qualité hebdomadaires sont réalisés sur le produit. Ces contrôles consistent à manipuler environ 0,1 MBq d'iode 123 sous forme de mIBG sous une hotte. Les paramètres suivants ont été sélectionnés pour ce procédé :

R = 0,1 (poudres non volatiles, liquides légèrement volatils)

C = 1 (hotte)

D = 1 (autres mesures – qui n'augmentent pas la dispersabilité)

O = 50 (hebdomadaire)

Dans les situations où le facteur de rejet pour un composé non volatil est inconnu, on devrait choisir par défaut la valeur R = 0,1. Par ailleurs, on pourrait aussi utiliser une valeur R propre à la matière lorsqu'elle est disponible.

- 2) Une quantité de 111 GBq d'iode 131 sous forme de NaI est manipulée une fois par semaine pour l'administration des doses aux patients. La manipulation est réalisée sous une hotte. Les paramètres suivants ont été sélectionnés :

R = 1 (gaz, liquides fortement volatils)

C = 1 (hotte)

D = 1 (autres mesures – qui n'augmentent pas la dispersabilité)

O = 50 (hebdomadaire)

Les paramètres suivants sont définis à la section 7.1.1 :

$$(22) \quad B_T = \sum r_j$$

$$(23) \quad r_j = \frac{Q_j \times FIP_j}{0,05 LAI_j}$$

Dans les expressions ci-dessus, Q_j est l'activité du radionucléide j manipulé quotidiennement (avec des facteurs de confinement et de rejet spécifiés), FIP_j est la fraction d'incorporation potentielle pour les facteurs de confinement et de rejet spécifiés, et LAI_j est la limite annuelle d'incorporation pour le radionucléide j.

La fraction d'incorporation potentielle est définie comme suit : $FIP = 10^{-6} \times R \times C \times D \times O \times S$, où

- R = le facteur de rejet, une mesure de la volatilité des composés. R pourrait prendre des valeurs allant de 0 pour les matières encapsulées à 1 pour les gaz et les liquides fortement volatils.
- C = le facteur de confinement. Les valeurs de C vont de 0,01 pour les boîtes à gants et les cellules chaudes à 100, valeur qui représente le travail sur un plan de travail ouvert.
- D = le facteur de dispersabilité. Pour les mesures qui ajoutent de l'énergie à la matière (chauffage, coupe, meulage, usinage, soudage, pressurisation, réactions exothermiques), la valeur de D est de 10. Pour toutes les autres mesures qui n'accroissent pas la dispersabilité, D a une valeur de 1.
- O = le facteur d'occupation, qui reflète la fréquence avec laquelle l'activité « Q » est manipulée en 1 an. Le produit $Q \times O$ est l'activité manipulée par an (Bq/an).
- S = le facteur de forme spéciale, qui tient compte du risque associé à l'incorporation de certains précurseurs de l'ADN. S a une valeur de 10 pour les radionucléides liés aux précurseurs de l'ADN, sauf pour P-32, S-35 et I-131. Pour ces radionucléides et pour tous les composés autres que les précurseurs de l'ADN, S a une valeur de 1.

D'après la section 7.1.1, le contrôle courant de l'incorporation individuelle devrait être réalisé pour les travailleurs pour lesquels la valeur $B_T \geq 1$. De plus, lorsque $B_T \geq 1$, on devrait effectuer un contrôle courant de l'incorporation individuelle pour les radionucléides dont la valeur $r_j \geq 0,3$.

Les valeurs r_j pour l'iode 123 et l'iode 131 dans cet exemple sont présentées dans le tableau B.2. Les procédés utilisant l'iode 123 consistent en deux activités seulement. Par conséquent, une valeur propre à l'iode 123 pour r_j est calculée comme suit. Les paramètres Q_a et Q_b représentent l'activité de l'iode 123 manipulé par journée d'utilisation pour chacun des procédés faisant appel à l'iode 123.

$$(24) \quad r_{I123} = \frac{Q_a FIP_a + Q_b FIP_b}{0.05 LAI}$$

Pour tous les procédés qui concernent la manipulation de l'iode radioactif dans ce cas, $B_T = 111$. Comme $B_T > 1$, on devrait réaliser un contrôle de l'incorporation individuelle dans l'installation. Comme $r_j = 111$ pour l'iode 131, l'installation réalise un contrôle thyroïdien courant pour l'iode 131. Pour l'iode 123, la valeur de $r_j \approx 0,01$. Par conséquent, le contrôle courant de l'incorporation d'iode 123 n'est pas réalisé à cette installation.

Tableau B.2 : Exemple : Détermination de la participation à un programme d'essais biologiques

Protocole	Production de mIBG					Administration de NaI
	¹²³ I				¹²¹ Te	¹³¹ I
Radionucléide	mIBG		NaI		NaI	NaI
Forme	mIBG	NaI	mIBG	NaI	NaI	NaI
Description de l'utilisation	Contrôles de qualité hebdomadaires	Restant manipulé sous la hotte	mIBG manipulé sous la hotte	Solution mère de NaI dans une cellule chaude	Impureté dans la solution mère (3 % de l'activité initiale totale)	Solution mère utilisée pour l'administration
Activité par utilisation (Q _i) MBq	0,1	250	850	1 100	33	111 000
R	0,1	1	0,1	1	1	1
C	1	1	1	0,01	0,01	1
D	1	1	1	10	10	1
O	50	100	100	100	100	50
FIP _i	5×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁵	1×10 ⁻⁵	1×10 ⁻⁵	5×10 ⁻⁵
e(50) Sv/Bq	2,1×10 ⁻¹⁰	2,1×10 ⁻¹⁰	2,1×10 ⁻¹⁰	2,1×10 ⁻¹⁰	3,9×10 ⁻¹⁰	2,0×10 ⁻⁸
LAI Bq	9,5×10 ⁷	9,5×10 ⁷	9,5×10 ⁷	9,5×10 ⁷	5,1×10 ⁷	1,0×10 ⁶
r _j	0,01				1,3×10 ⁻⁴	111

Annexe C : Protocoles d'intervention pour les essais biologiques en cas d'incorporation anormale de radionucléides

C.1 Introduction

La présente annexe décrit 2 protocoles d'essais biologiques que pourraient utiliser les titulaires de permis de la CCSN dans les situations où des personnes auraient pu incorporer une quantité anormale de matières radioactives. Elle formule également des conseils sur la manière de prélever et de manipuler les échantillons des essais biologiques.

Les sections C.6 et C.7 décrivent 2 protocoles pour la réalisation d'essais biologiques spéciaux pouvant être utilisés par les titulaires de permis de la CCSN pour déterminer la dose de rayonnement reçue par les personnes lorsqu'il y a eu incorporation anormale, réelle ou présumée, d'un radionucléide.

C.2 Méthodes d'essais biologiques

Les programmes de radioprotection que les titulaires de permis de la CCSN sont tenus de mettre en place, en vertu du RRP, comprennent habituellement des dispositions concernant les essais biologiques. Ceux-ci peuvent être « directs » ou « indirects ».

Les essais biologiques directs (ou *in vivo*) sont des mesures effectuées sur le corps humain en vue de déterminer la quantité de matières radioactives présentes dans le corps, en utilisant des instruments qui détectent le rayonnement émis par les matières radioactives.

Les essais biologiques indirects (ou *in vitro*) consistent à prélever et à analyser des échantillons de cheveux humains, de tissus, de sécrétions nasales, d'urine ou de matières fécales dans le but de déterminer la quantité de matières radioactives qui auraient pu être incorporées dans l'organisme.

C.3 Essais biologiques « courants » et « spéciaux »

Les essais biologiques visant à contrôler les doses de rayonnement peuvent être classés en essais « courants » ou « spéciaux », comme suit :

- un essai biologique « courant » est tout essai biologique qui comprend le prélèvement et l'analyse d'échantillons ou la prise de mesures sur le corps à intervalles réguliers ou à des moments prédéterminés durant les activités normales
- un essai biologique « spécial » est un essai biologique qui est effectué dans le cadre d'une intervention ponctuelle à la suite de circonstances particulières, comme une incorporation réelle ou présumée de matières radioactives causée par un incident anormal sur les lieux de travail; l'essai biologique « spécial » est souvent appelé essai « ponctuel »

Par définition, les programmes de contrôle des doses qui comportent des essais biologiques courants sont proactifs et de nature préventive. Ils visent en général à détecter, mesurer et confirmer, rapidement et dans le cours normal des activités, toute incorporation continue de matières radioactives. Un exemple d'essai biologique courant est le prélèvement d'un échantillon d'urine aux deux semaines (tous les 14 jours) qui sera analysé en vue de déterminer la présence d'eau tritiée.

Les programmes de contrôle qui prévoient des essais biologiques spéciaux sont habituellement de nature réactive et ponctuelle. Un tel programme est habituellement conçu sur mesure afin de déterminer les paramètres clés qui sont nécessaires pour évaluer des doses spécifiques en réponse à un besoin précis et déterminé. Pour éviter de compromettre les résultats, les essais biologiques spéciaux sont habituellement

réalisés lorsque la personne s'est retirée des lieux afin d'éviter qu'elle soit de nouveau en contact avec des substances radioactives ou y soit exposée.

C.4 Choix et utilisation des méthodes d'essais biologiques

Dans les situations où des protocoles d'intervention faisant appel à des essais biologiques spéciaux sont mis en œuvre, le programme connexe d'essais biologiques et d'analyses dépendra habituellement de facteurs propres à chaque cas, notamment :

1. le moment où l'incorporation de contaminants radioactifs s'est produite
2. le mode d'incorporation des contaminants radioactifs
3. l'évaluation préliminaire de l'incorporation radioactive et la dose résultante, à l'aide des résultats d'essais biologiques et des paramètres par défaut
4. si le rayonnement est imputable à un seul radionucléide ou à un mélange de radionucléides
5. les formes chimique et physique (p. ex. la taille des particules) des contaminants radioactifs
6. les types et l'importance du rayonnement émis par les contaminants
7. le taux de désintégration des contaminants radioactifs
8. les caractéristiques métaboliques et le comportement des contaminants radioactifs (p. ex. durée de rétention dans le corps, solubilité dans les poumons, taux d'excrétion)
9. le moment où les résultats de l'essai biologique devraient être disponibles
10. le nombre de résultats d'essais biologiques requis
11. l'utilité, la sensibilité, la qualité et la pertinence de l'équipement et des installations d'essais biologiques

Les méthodes d'essais biologiques les plus souvent utilisées pour évaluer les doses de rayonnement provenant de sources internes sont le comptage *in vivo* et l'analyse d'échantillons d'excrétions recueillis, comme l'urine et les matières fécales. Ces méthodes conviennent à diverses situations. Dans certains cas, comme lorsqu'il s'agit de radionucléides sans émission de rayons gamma ou à émission de photons de faible énergie seulement, les essais biologiques sur les excrétions constituent la seule option raisonnable. À l'inverse, si une personne avait pu être exposée de façon interne à un mélange de radionucléides qui émet des photons gamma pénétrants, un comptage *in vivo* combiné à la collecte et à l'analyse d'excrétions pourrait être approprié.

Dans certaines situations où une méthode d'essai biologique normalisée, ou une combinaison de ces méthodes, ne suffit pas pour détecter tous les radionucléides préoccupants, on pourrait toujours utiliser cette méthode ou une combinaison de méthodes conjointement avec d'autres connaissances ou renseignements pour établir et estimer l'impact de tous les radionucléides en cause. Par exemple, lorsque des méthodes normalisées indiquent la présence de certains radionucléides, il pourrait être raisonnable de conclure que certains autres radionucléides, c'est-à-dire ceux dont on sait qu'ils sont normalement associés aux radionucléides détectés par ces méthodes, sont également présents. L'association courante, dans le combustible d'uranium usé, d'émetteurs gamma dans les produits de fission (détectables par comptage *in vivo* ou par spectroscopie gamma sur des échantillons de matières fécales au moyen de détecteurs au germanium) avec certains radionucléides transuraniens est un exemple d'une telle situation. Par conséquent, lorsqu'une méthode d'essai biologique normalisée détecte un radionucléide de substitution, cela pourrait indiquer, à la lumière de l'association connue ou typique du radionucléide de substitution avec d'autres radionucléides, la présence également de radionucléides associés qui ne peuvent être détectés que par des techniques supplémentaires de comptage *in vivo* ou des analyses spéciales (p. ex. analyse des traces de fission pour le ²³⁹Pu dans l'urine).

De plus, avec des ajustements appropriés, les données métaboliques (comme la durée de rétention dans un organe ou dans le corps entier, et les taux d'excrétion de l'urine et des matières fécales) peuvent souvent être utilisées avec les résultats des essais biologiques pour déterminer une exposition au rayonnement et les doses imputables à l'incorporation de matières radioactives.

C.5 Protocoles d'intervention

Les protocoles d'intervention recommandés dans la présente section devraient être utilisés à la suite d'une incorporation, réelle ou présumée, de quantités considérables de radionucléides. Une telle incorporation survient généralement dans le contexte d'un incident en milieu de travail, mettant notamment en cause ce qui suit :

- la brèche ou la défaillance d'une source scellée
- la manipulation de sources non scellées
- la contamination en suspension dans l'air par suite d'incendies ou d'explosions
- la défaillance de l'équipement de protection individuelle (p. ex. l'équipement respiratoire) lors de l'entretien ou de la réparation d'équipements ou de systèmes contaminés

Lorsqu'un incident anormal survient dans une installation autorisée par un permis de la CCSN ou durant une activité réglementée par la CCSN et qu'il entraîne une exposition interne possible ou réelle au rayonnement, il peut alors être nécessaire d'effectuer un essai biologique spécial conformément aux règlements, à un permis de la CCSN ou au programme de radioprotection du titulaire de permis.

Par exemple, lorsqu'un titulaire de permis apprend qu'une dose de rayonnement reçue par une personne, un organe ou un tissu pourrait avoir dépassé une limite de dose applicable qui est prévue aux articles 13, 14 ou 15 du RRP, il doit faire enquête pour établir l'ampleur de la dose et les causes de l'exposition (alinéa 16c) du RRP). Les activités entreprises dans le cadre de l'enquête requise ayant pour but de déterminer l'importance de la dose peuvent comprendre la réalisation d'un essai biologique spécial.

Pour que les résultats des essais biologiques spéciaux soient crédibles, il faudrait porter une attention particulière au choix et à l'applicabilité des méthodes d'essai, au moment et au nombre des comptages *in vivo*, et au moment du prélèvement des échantillons d'excrétions par rapport au moment où l'incorporation a eu lieu. Par conséquent, les personnes responsables de la conception et de la mise en œuvre des protocoles d'intervention devraient exercer un jugement compétent concernant des questions clés. Par exemple, elles devraient décider s'il y a lieu de prélever et de conserver des échantillons pour les analyses de confirmation, elles devraient choisir les moments appropriés pour tronquer l'échantillonnage et elles devraient peser le pour et le contre des avantages et inconvénients connexes.

Au moment de choisir les meilleures méthodes d'essais biologiques et de déterminer la nature des exigences complémentaires requises pour un contrôle biologique additionnel, les personnes responsables devraient tenir compte des facteurs mentionnés à la section 4 ci-dessus.

Les protocoles d'intervention décrits à la section 6 de la présente annexe peuvent servir à déterminer la DEE résultant de l'incorporation de radionucléides. Cependant, les utilisateurs doivent faire preuve de jugement. Ils doivent adapter le protocole recommandé pour répondre à leurs besoins spécifiques et aux circonstances particulières. Ces besoins et circonstances dépendent de facteurs propres à chaque situation, incluant les risques de rayonnement sur le lieu de travail et les circonstances associées à l'exposition interne.

Il est recommandé d'utiliser des données propres aux matières (p. ex. solubilité, taille des particules) plutôt que les valeurs par défaut de la CIPR pour ces évaluations, car les taux observés sont généralement plus réalistes que les valeurs par défaut et sont donc plus susceptibles d'aboutir à une évaluation plus réaliste des doses de rayonnement associées. On ne peut pas déterminer le taux de rétention ou d'excrétion d'une personne à partir de seulement 2 ou 3 mesures ou échantillons aléatoires. Conséquemment, le protocole recommandé est conçu de manière à obtenir suffisamment de données d'essais biologiques systématiques et propres à une situation donnée pour produire des évaluations de dose défendables sur le plan scientifique.

Les situations suivantes déclencheraient les protocoles d'intervention décrits aux sections C.6 et C.7 :

- un programme d'essais biologiques courants donne un résultat anormal, indiquant qu'une personne pourrait avoir été exposée à des niveaux anormaux de rayonnement
- n incident anormal réel ou présumé s'est produit (p. ex. un événement déclencheur comme un incendie, une explosion ou la défaillance d'un système de ventilation) qui a un potentiel reconnu de donner lieu à une incorporation importante de radionucléides par une personne touchée

C.6 Protocole d'intervention déclenché par des essais biologiques courants

Pour la première phase de ce protocole d'intervention recommandé, procéder comme suit :

1. retirer le travailleur exposé du lieu de travail pour s'assurer qu'il ne subit aucune incorporation ultérieure
2. confirmer le résultat de l'essai biologique le plus tôt possible, par le laboratoire qui a effectué l'analyse
3. effectuer les évaluations préliminaires de l'incorporation et de la dose à l'aide des résultats des essais biologiques initiaux, en tenant compte de certains facteurs, comme ceux de la section C.4
4. si les résultats initiaux sont anormalement élevés (p. ex. beaucoup plus élevé qu'un niveau d'enquête ou près d'une dose efficace pour les TSN), envisager de le faire confirmer par un laboratoire indépendant du laboratoire qui a obtenu les résultats initiaux
5. le cas échéant, lorsque des essais biologiques courants d'un échantillon donnent des résultats élevés, conserver l'échantillon de précipitation jusqu'à ce que toutes les enquêtes relatives à l'incident soient terminées

Habituellement, la conservation des échantillons dans le but de répéter les analyses ou d'effectuer des analyses additionnelles s'avère pratique lorsqu'une petite portion de l'échantillon total est requise pour chaque analyse. Par exemple, chaque analyse de l'urine visant à détecter la présence de tritium sous forme d'eau tritiée dans l'urine peut nécessiter seulement 5 ml d'échantillon alors que le volume prélevé pourrait se situer entre 0,1 et 1 L. Ainsi, un échantillon d'urine relativement petit, qui occupe un espace de stockage proportionnel, est suffisant pour plusieurs analyses du « tritium ».

Dans la mesure du possible, les parties inutilisées d'un échantillon d'urine ou de matières fécales devraient être conservées pour analyse ultérieure. Par exemple, lorsque la spectroscopie gamma non destructive d'un échantillon d'excréments indique des niveaux significativement élevés de produits de fission et d'activation, il peut être à la fois pratique et prudent de réduire l'échantillon en cendres et d'en conserver une partie pour des analyses ultérieures. Dans certains cas, il peut être utile de conserver les échantillons non utilisés jusqu'à ce que des techniques d'analyse et des équipements améliorés deviennent disponibles et permettent d'obtenir des résultats plus justes, plus exacts ou plus fiables.

Dans le cadre de ce protocole, des échantillonnages et essais biologiques spéciaux sont requis en réponse à des essais biologiques courants qui indiquent qu'un travailleur a reçu une dose qui dépasse une limite réglementaire.

Pour être efficace, un programme d'essais biologiques spéciaux devrait tenir compte des facteurs pertinents, qui comprennent les points décrits à la section C.4, les recommandations concernant l'échantillonnage et le comptage du tableau C.1, le programme de radioprotection et les caractéristiques des radionucléides en cause.

Le tableau C.1 recommande des campagnes d'échantillonnage biologique et de comptage *in vivo* pendant 3 périodes contiguës (« 1-10 jours », « 10-100 jours » et « plus de 100 jours »). Les recommandations du tableau C.1 s'appliquent à la période où le travailleur exposé au rayonnement ou à des substances radioactives est retiré du lieu de travail.

Le tableau C.1 présente des situations auxquelles les titulaires de permis de la CCSN sont susceptibles d'être confrontés, mais elles n'y figurent pas toutes. Par exemple, dans le cas des radionucléides à courte période (moins de trois jours), la période totale d'échantillonnage disponible peut être relativement courte et, par conséquent, le régime d'échantillonnage recommandé au tableau C.1 pourrait ne pas être approprié. De même, les recommandations du tableau C.1 pourraient ne pas convenir entièrement dans les situations où des radionucléides à longue période sont incorporés dans des composés dont la période est courte (moins de trois jours). Dans de telles situations, l'échantillonnage doit être quotidien au cours des 10 premiers jours suivant la contamination interne afin de pouvoir définir précisément l'allure des courbes de rétention et d'excrétion du sujet.

Lorsque les résultats d'un essai biologique courant laissent supposer que l'incorporation d'un travailleur pourrait dépasser un niveau d'enquête, il faudrait prendre des dispositions pour effectuer les échantillonnages et essais biologiques spéciaux recommandés au tableau C.1. Il pourrait également être approprié de prévoir des échantillonnages biologiques additionnels (p. ex. sang, salive, haleine) ainsi que les essais biologiques qui sont requis par le programme de radioprotection applicable, ou qui sont nécessaires pour produire ou améliorer les estimations de l'incorporation ou des doses. Par exemple, lorsqu'une dose estimée dépasse 100 mSv, on devrait envisager de prélever des échantillons de sang aux fins d'analyses chromosomiques.

C.7 Protocole d'intervention déclenché par un incident anormal

Ce protocole est destiné à être mis en œuvre en cas d'incident anormal sur le lieu de travail, tel qu'un incendie, une explosion, une défaillance des systèmes de ventilation ou de l'équipement de protection. Les incidents anormaux augmentent habituellement les niveaux de radioactivité dans l'air, et peuvent donner lieu à une plus forte incorporation. De plus, les incidents anormaux qui entraînent l'humectation de la peau par l'eau tritiée peuvent entraîner une augmentation de l'incorporation de matières radioactives.

Comme les incendies, les explosions ou les défaillances des systèmes de ventilation sont évidents et déclenchent généralement des alarmes ou des moniteurs de protection, les moments auxquels ils surviennent sont généralement bien connus. Dans de telles circonstances, on peut déterminer avec la même précision le moment où se produit l'incorporation de contaminants radioactifs par les travailleurs.

À la suite d'un événement anormal survenu dans une installation nucléaire, on peut parfois présumer qu'il y a eu contamination interne d'après des preuves indirectes. Par exemple, plusieurs signes peuvent indiquer que la peau a été soumise à une incorporation imprévue : la détection d'une contamination faciale ou nasale par des moniteurs-portiques ou des détecteurs portatifs, ou encore la présence de

coups superficiels ou de plaies contaminées par la radioactivité, ou la présence d'eau tritiée sur la peau. Ces renseignements peuvent être suffisants pour déclencher immédiatement un essai biologique ponctuel plutôt que d'attendre les résultats de l'essai biologique courant.

Lorsque l'incorporation de contaminants radioactifs est présumée, mais non confirmée, le prélèvement opportun d'échantillons lors d'essais biologiques ou autres peut aider à déterminer si l'incident s'est produit ou non.

Les échantillons prélevés lors d'essais non biologiques comprennent les frottis nasaux et les prélèvements sur les vêtements de protection ou les surfaces en milieu de travail. La présence ou l'absence de radionucléides à ces endroits peut constituer une indication raisonnable qu'une inhalation a eu lieu ou n'a pas eu lieu.

Dans de tels cas, on devrait procéder comme suit pour prélever des échantillons, confirmer les résultats et estimer les doses :

1. Des dispositions devraient être prises pour prévoir la collecte en temps opportun d'échantillons pour essais biologiques sur les personnes exposées et l'achèvement rapide du comptage *in vivo*, car les résultats initiaux des essais biologiques ou du contrôle *in vivo* auront une incidence sur les décisions concernant l'échantillonnage ultérieur. Dans le cas de l'incorporation présumée de tritium, la vessie devrait être vidée avant le prélèvement d'échantillon pour l'essai biologique.
2. En cas de contamination étendue, il faudrait prendre des mesures particulières pour obtenir des échantillons d'essais biologiques non contaminés (voir la section C.8).
3. Dans l'attente des résultats initiaux des essais biologiques et du contrôle *in vivo*, il faudrait continuer à échantillonner aux fréquences recommandées au tableau C.1.
4. On devrait examiner les résultats du premier essai biologique *in vitro* ou du premier comptage *in vivo*, et les comparer aux résultats des échantillons d'essais non biologiques disponibles, comme les frottis nasaux ou les frottis de surface.
5. Si les radionucléides détectés sur les frottis nasaux et sur les lieux de travail sont les mêmes que ceux identifiés dans les résultats des essais biologiques, on pourrait alors estimer qu'il y a eu incorporation correspondante de ces radionucléides.
6. On devrait effectuer des évaluations préliminaires de l'incorporation et de la dose en utilisant les résultats des essais biologiques initiaux, et en tenant compte des facteurs comme ceux de la section C.4.

Voici les mesures possibles à prendre à la suite des évaluations préliminaires de l'incorporation et de la dose :

- Si l'incorporation ou la dose estimée est inférieure au niveau d'enquête pertinent, on pourrait ajuster en conséquence les protocoles recommandés dans le tableau C.1. Comme l'incorporation est relativement faible, on pourrait envisager de mettre fin à l'échantillonnage plus tôt que ce qui est recommandé dans le tableau.
- Si l'incorporation ou la dose estimée est égale ou supérieure au niveau d'enquête pertinent, on devrait suivre les protocoles recommandés au tableau C.1. Le cas échéant, on devrait prendre des dispositions pour des analyses spécialisées et un contrôle biologique supplémentaires, comme il est indiqué aux sections C.4 et C.5, respectivement (par exemple, si la dose dépasse 100 mSv, prélever des échantillons de sang aux fins d'analyses chromosomiques).

C.8 Prélèvement et manipulation d'échantillons d'essais biologiques

C.8.1 Recommandations générales

1. Toutes les personnes qui manipulent des échantillons d'essais biologiques devraient avoir reçu la formation nécessaire pour la manipulation sécuritaire des échantillons biologiques et radioactifs.
2. Les services d'un organisme médical ou d'un médecin compétent devraient être retenus pour prélever les échantillons de sang.
3. Le prélèvement d'échantillons dans des zones restreintes devrait être réalisé dans les endroits où les risques de contamination sont les plus faibles.
4. Tous les échantillons doivent être prélevés dans des contenants jetables stériles.
5. Lorsqu'on demande à une personne un échantillon de matières fécales, on devrait l'avertir de faire attention pour ne pas contaminer l'échantillon avec de l'urine.
6. Après avoir prélevé un échantillon dans un lieu de travail potentiellement contaminé, on devrait prendre une douche ou se laver les mains soigneusement avant de transporter les échantillons dans une zone non restreinte.
7. Dans la mesure du possible, tous les échantillons recueillis devraient être conservés jusqu'à ce que les enquêtes liées à l'incident soient terminées.
8. Durant le transport d'échantillons d'essais biologiques, on devrait prendre des mesures en vue de préserver l'intégrité des échantillons et d'éviter leur endommagement, leur contamination ou leur fuite de matières radioactives.

C.8.2 Étiquetage des échantillons

Après le prélèvement d'un échantillon biologique sur une personne, on devrait apposer une étiquette sur le contenant en y indiquant le nom de la personne, la date et l'heure du prélèvement.

C.8.3 Traitement et stockage des échantillons d'urine

Si on doit conserver l'échantillon d'urine pendant plus de 24 heures après le prélèvement, le contenant devrait immédiatement être placé dans un endroit frais, comme un réfrigérateur ou une glacière.

Si un échantillon d'urine doit être conservé pendant une période importante ou indéterminée avant d'être analysé, l'échantillon devrait être traité pour prévenir ou minimiser la croissance bactérienne ou les pertes de radionucléides sur les parois du récipient immédiatement après le prélèvement de l'échantillon. On devrait utiliser des mesures adaptées à la situation, en tenant compte des caractéristiques et des formes chimiques des radionucléides présents dans l'échantillon. Les approches types comprennent l'ajout d'acide à certains types d'échantillons pour prévenir la précipitation, ou encore l'ajout d'un agent de conservation comme du thymol pour minimiser la croissance bactérienne.

Le cas échéant, les échantillons d'urine pourraient être congelés. La congélation pourrait convenir pour les échantillons d'urine renfermant du tritium lié aux composés organiques, particulièrement ceux qui nécessitent une analyse répétée ou de confirmation en vue de déterminer la présence du tritium lié aux composés organiques. Lorsque cela est possible, on devrait conserver une partie des échantillons pour les analyses répétées ou multiples.

C.8.4 Prélèvement et conservation des échantillons de matières fécales

Pour prélever des échantillons de matières fécales, on devrait employer des trousse spéciales « faciles à utiliser », conçues à cette fin et disponibles dans le commerce chez les fournisseurs d'équipement

médical. Il faudrait congeler dès leur réception les échantillons de matières fécales qui ne sont pas analysés immédiatement.

Tableau C.1 : Fréquence recommandée des essais biologiques lorsque l'estimation préliminaire de l'incorporation est égale ou supérieure à un niveau d'enquête

Temps après l'incorporation	Fréquence d'échantillonnage de l'urine	Fréquence d'échantillonnage des matières fécales	Fréquence du comptage <i>in vivo</i>	Commentaires
1-10 jours	On devrait prélever, chaque jour, un échantillon d'urine sur 24 heures.	On devrait prélever, chaque jour, un échantillon de matières fécales sur 24 heures.	On devrait effectuer chaque jour un comptage <i>in vivo</i> .	On pourrait mettre fin à l'échantillonnage ou au comptage <i>in vivo</i> lorsque les résultats sont inférieurs aux limites de détection ou atteignent les valeurs de base chroniques.
10-100 jours	On devrait prélever, tous les 14 jours, un échantillon d'urine sur 24 heures.	On devrait prélever, pendant 3 jours consécutifs, des échantillons de matières fécales sur 24 heures. Le programme d'échantillonnage devrait être répété tous les 14 jours.	Le comptage <i>in vivo</i> devrait être réalisé tous les 14 jours.	On pourrait mettre fin à l'échantillonnage ou au comptage <i>in vivo</i> lorsque les résultats sont inférieurs aux limites de détection ou atteignent les valeurs de base chroniques.
Plus de 100 jours	On devrait prélever, tous les 30 jours, un échantillon d'urine sur 24 heures.	On devrait prélever, pendant 3 jours consécutifs, des échantillons de matières fécales sur 24 heures. Le programme d'échantillonnage devrait être répété tous les 30 jours.	Le comptage <i>in vivo</i> devrait être réalisé tous les 30 jours.	On pourrait mettre fin à l'échantillonnage ou au comptage <i>in vivo</i> lorsque les résultats sont inférieurs aux limites de détection ou atteignent les valeurs de base chroniques.

Remarques :

- Les fréquences d'essais biologiques recommandées dans le tableau C.1 devraient normalement être suivies jusqu'à ce que le travailleur retourne au travail. Cependant, les utilisateurs pourraient modifier le protocole pour tenir compte de circonstances particulières. Par exemple, les 3 périodes d'échantillonnage qui figurent dans ce tableau pourraient ne pas être appropriées dans le cas des radionucléides dont la période radioactive est de moins de trois jours. Il en va de même pour les radionucléides à longue période présents sous forme chimique dans des composés dont la période biologique est courte (moins de trois jours), et pour les incorporations supérieures à une limite de détection, mais inférieures à un seuil d'intervention.
- Dans le tableau C.1, les prélèvements d'échantillons « sur 24 heures » sont des prélèvements étalés sur une période de 24 heures consécutives.

Annexe D : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Tritium

D.1 Méthodes d'analyse du tritium dans l'urine

La méthode qui permet d'évaluer le plus facilement le tritium dans l'urine est le comptage par scintillation en milieu liquide (CSML). Cette méthode consiste à ajouter une aliquote de l'échantillon d'urine à un scintillateur liquide organique. Des photons lumineux, émis par le scintillateur à mesure qu'il absorbe l'énergie des particules bêta, sont décelés au moyen de tubes photomultiplicateurs fonctionnant en coïncidence.

Comme le tritium est un émetteur bêta de faible énergie, il pourrait être nécessaire de faire des corrections pour d'autres émetteurs bêta présents dans un échantillon. Par conséquent, il est important d'avoir une bonne connaissance des radionucléides bêta-émetteurs qui pourraient être présents sur le lieu de travail. Afin de prendre en considération ces radionucléides interférents, on peut établir des zones de discrimination énergétique dans le système de CSML. Par exemple, on pourrait sélectionner des plages de 0 à 18,6 keV pour le ^3H , de 35 à 110 keV pour le ^{14}C , et de 180 à 2 000 keV pour les autres radionucléides bêta-émetteurs. Il faut sélectionner les plages de manière à optimiser l'efficacité de la détection en vue du comptage des échantillons d'urine.

Les intervalles d'énergie du système de CSML doivent être établis au moyen d'un étalon à luminosité atténuée (en tant que contrôle de la qualité afin de vérifier la stabilité de l'instrument). Il faut également vérifier ce réglage de façon périodique. Comme la désactivation des substances chimiques et de la couleur des matières dans l'échantillon influe sur l'efficacité du comptage, et comme ces facteurs varient d'un échantillon à l'autre, on devrait déterminer l'efficacité présumée d'après les caractéristiques de chaque échantillon. La plupart des systèmes de CSML comportent un mécanisme de correction automatique de l'atténuation. Si ce n'est pas le cas, on devrait établir une courbe d'étalonnage de la désactivation afin de déterminer l'efficacité. L'efficacité pour chacune des zones énergétiques doit être étalonnée au moyen d'étalons traçables sous diverses conditions d'atténuation.

En outre, on devrait vérifier les distributeurs volumétriques périodiquement et apporter des corrections si la variation dépasse $\pm 10\%$. On devrait procéder à la vérification périodique du rendement du système.

Les échantillons devraient être préparés sous une hotte. Une aliquote de l'échantillon et le cocktail de CSML sont versés dans un flacon à CSML et sont bien mélangés. Il faudrait effectuer des vérifications de traçabilité afin d'assurer la fiabilité de l'identification des échantillons. L'activité mesurée dans la région de faible énergie pourrait être corrigée afin de tenir compte des contributions aux faibles énergies des particules bêta de plus grande énergie, si des radionucléides émettant de telles particules bêta hautement énergétiques sont présents.

D.2 Fréquence de contrôle

Les doses reçues par les travailleurs attribuables à l'incorporation d'eau tritiée, ou de composés tritiés qui sont partiellement convertis en eau tritiée (HTO) dans le corps (p. ex. tritium élémentaire (HT) gazeux), devraient être déterminées par interpolation linéaire entre des mesures successives obtenues par essais biologiques courants.

Une période de contrôle of 14 jours ou moins est recommandée lors du calcul de la dose par la méthode d'approximation linéaire, étant donné que cela aboutit à une erreur de dose de moins de 50 %. Lorsque les

résultats d'essais biologiques dépassent 1 MBq/L, un contrôle hebdomadaire devrait être réalisé jusqu'à ce que la concentration redevienne inférieure à cette valeur [31].

Une période de contrôle supérieure à 14 jours pourrait être choisie pour les travailleurs dont la probabilité d'incorporation de HTO est faible; toutefois, cette période ne devrait pas dépasser 30 jours. À une telle fréquence de contrôle, la condition exprimée par l'équation 10 est satisfaite pour le HTO.

On devrait noter que, lorsque la concentration de HTO dans l'urine demeure inférieure à 45 kBq/L, la DEE annuelle demeure inférieure à 1 mSv. Les travailleurs dont la concentration de HTO dans l'urine est de 45 kBq/L ou plus devraient se soumettre à un prélèvement courant d'échantillons d'urine au moins chaque mois. Lorsque le niveau d'enquête est dépassé et qu'on sait qu'il s'agit d'une incorporation aiguë, la méthode de l'approximation linéaire devrait être remplacée par la méthode d'incorporation aiguë décrite à la section 11. Les personnes qui ne soumettent pas d'échantillons d'urine réguliers devraient soumettre un échantillon d'urine pour l'analyse du tritium lorsque leur exposition au HTO pourrait dépasser 10 LDCA-heures. On devrait calculer la LDCA pour le HTO en réduisant la LDCA pour l'inhalation d'eau tritiée seulement par un facteur de 1,5, afin de tenir compte de l'absorption d'eau tritiée par la peau intacte. Selon la définition de la LDCA (équation 7), la LDCA pour l'eau tritiée est la suivante : $LDCA_{HTO} = 3 \times 10^5 \text{ Bq/m}^3$.

Dans le cadre des essais biologiques spéciaux, l'échantillonnage devrait tenir compte de la dilution du HTO dans le contenu de la vessie étant donné que la concentration de HTO dans l'eau du corps atteint un maximum quelques heures après une incorporation aiguë.

D.3 Détermination de la dose

Lorsqu'un essai biologique courant est effectué et qu'aucune incorporation aiguë importante n'est soupçonnée (c.-à-d. lorsqu'un contrôle par essais biologiques spéciaux n'est pas réalisé), la DEE (en Sv), résultant de l'incorporation de tritium au cours d'une période de déclaration (p. ex. 1 trimestre ou 1 an) devrait être déterminée à l'aide de la méthode décrite ci-dessous. Cette méthode devrait être utilisée pour l'incorporation de HTO et de HT.

La dose accumulée E_k , reçue pendant la période de déclaration k , devrait être calculée à partir d'une série de N mesures de tritium dans l'urine, pendant la période k , selon la formule suivante [31] :

$$(25) \quad E_k = 5,8 \times 10^{11} \sum_{i=0}^{N-1} \frac{C_i + C_{i+1}}{2} (t_{i+1} - t_i)$$

Ici, C_i est la concentration de l'eau tritiée dans l'urine, en unités de Bq/L, mesurée après t_i jours. La concentration C_0 est le résultat de la dernière mesure de concentration faite au cours de la période de déclaration précédant la période k .

La DEE, c'est-à-dire la dose efficace reçue du HTO dans l'organisme pendant 50 ans après l'incorporation, depuis la fin de la période de déclaration k , est donnée par $E_k(50)$. On devrait la calculer comme suit :

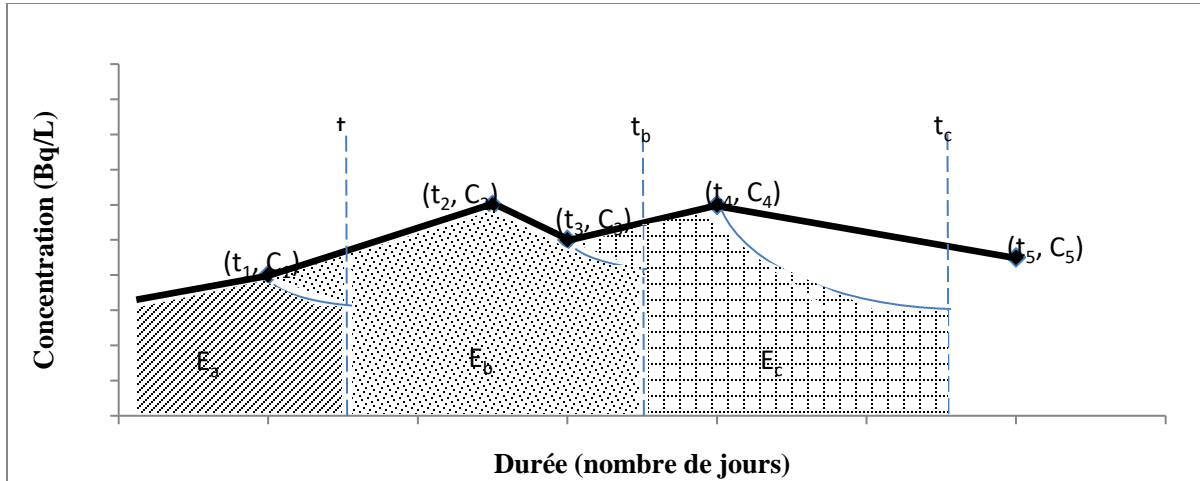
$$(26) \quad E_k(50) = 8,4 \times 10^{-10} C_N$$

La DEE pour une année de dosimétrie est la somme de toutes les valeurs E_k pour l'année, et de $E_k(50)$. Dans la figure D.1, t_a est un temps de déclaration, et la dose déclarée au temps t_a est la dose accumulée au

temps t_1 , ainsi que la dose entre t_1 et t_a (calculée en supposant que la période radioactive biologique du HTO est de 10 jours). On pourrait calculer comme suit la dose accumulée entre t_a et t_b :

$$(27) \quad E_b = 5,8 \times 10^{-11} \left[\frac{(C_1 + C_2)}{2} (t_2 - t_1) + \frac{(C_2 + C_3)}{2} (t_3 - t_2) + \int_0^{t_b - t_3} e^{-\lambda t} dt - C_1 \int_0^{t_a - t_1} e^{-\lambda t} dt \right]$$

Figure D.1 : Calcul des doses attribuables au tritium dans des échantillons soumis à des essais biologiques courants



Il convient de noter qu'un titulaire de permis pourrait proposer d'autres formulations aboutissant à une approximation équivalente de la dose efficace cumulée durant une période de contrôle, conformément à l'équation 27. De plus, les titulaires de permis pourraient déterminer la DEE par l'incorporation d'eau tritiée en appliquant l'équation 26, plutôt que l'équation 25, pour les travailleurs absents du lieu de travail pendant une longue période (p. ex. plus de 60 jours).

D.4 Contrôle de la qualité du comptage par scintillation en milieu liquide

L'efficacité du compteur par scintillation en milieu liquide utilisé pour la mesure du tritium dans l'urine devrait être vérifiée chaque jour où l'on utilise cette méthode. Des vérifications devraient également être réalisées après l'installation ou l'entretien d'un tel compteur, et après tout événement susceptible d'influencer son exactitude. L'information présentée dans le tableau D.1 devrait être enregistrée dans le cadre du programme de contrôle de la qualité. Ces données doivent aussi être consignées sous la forme de tableaux de contrôle.

Tableau D.1 : Journal de contrôle du comptage par scintillation en milieu liquide

Identification de la source de contrôle				Réglages de l'instrument			
Source	Numéro	Activité (dpm)	Date	Canal	Gain	Niveau faible	Niveau élevé
Rayonnement de fond				1			
Tritium				2			
Carbone 14				3			

Date	Temps de comptage (min)		Taux de comptage (cpm)			Commentaires	Initiales de l'opérateur
	Sources de fond	Source de contrôle	Sources de fond	Source (³ H)	Source (¹⁴ C)		

Les sources de contrôle utilisées pour vérifier le rendement du compteur doivent être scellées à la flamme. Elles ne devraient pas être utilisées plus de 5 ans après avoir été scellées. On devrait effectuer un comptage avec la source de contrôle suffisamment longtemps pour accumuler au moins 20 000 coups. La durée de comptage minimale devrait être de 30 secondes, et on devrait utiliser le même temps de comptage pour chaque mesure. En plus d'une source de contrôle scellée à la flamme, il est recommandé d'employer une source de fond scellée à la flamme et de soumettre cette dernière à un comptage deux fois par jour. Le temps de comptage pour les contrôles de fond ne devrait pas changer.

L'écart-type des taux de comptage des sources de contrôle et des sources de fond devrait être calculé tous les mois. Les taux de comptage des sources de contrôle et des sources de fond devraient être consignés sous la forme d'un tableau de contrôle. Des limites de contrôle à 2 écarts-types devraient être inscrites dans le tableau de contrôle. Environ 95 % des taux de comptage quotidiens avec la source de contrôle devraient être en deçà de 2 écarts-types des limites de contrôle. Si un taux de comptage quotidien avec la source de contrôle ou la source de fond dépasse les limites de contrôle, la mesure devrait être répétée. Si la deuxième mesure dépasse également les limites de contrôle, on devrait vérifier les réglages de l'appareil.

Annexe E : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Iode radioactif

La présente annexe fournit de l'orientation aux titulaires de permis concernant l'élaboration d'un programme de dépistage de l'iode radioactif dans la thyroïde. Elle offre principalement de l'orientation visant à compléter les conditions de permis à l'égard de l'utilisation des substances nucléaires.

L'annexe comprend également des recommandations sur le choix des participants au programme de dépistage, le choix des instruments, la méthode de dépistage, les périodes de contrôle, l'interprétation des résultats, les procédures de validation et la tenue des dossiers. Elle traite de plusieurs formes d'iode : I-123, I-124, I-125 et I-131. Toutefois, cette approche pourrait également s'appliquer à d'autres isotopes d'iode radioactif.

E.1 Contexte

Le but d'un programme de dépistage thyroïdien est de contrôler l'incorporation d'iode radioactif chez les travailleurs. Les renseignements produits en temps opportun par le programme devraient servir à évaluer toute incorporation d'iode radioactif, à fournir l'assurance que le programme de radioprotection fonctionne et à démontrer le respect des limites de dose réglementaires.

Dans un programme de dépistage thyroïdien, les travailleurs font l'objet d'un contrôle individuel de l'incorporation d'iode radioactif par un comptage thyroïdien *in vivo*. Les résultats sont ensuite comparés à un niveau prédéterminé. Le dépassement de ce niveau prédéterminé requiert la confirmation de l'incorporation et la tenue d'une enquête. Les conditions de permis concernant le contrôle thyroïdien dépendent des caractéristiques physiques de l'iode radioactif manipulé. Les caractéristiques physiques des 4 isotopes d'iode radioactif visés par la présente annexe sont présentées dans le tableau E.1 [14, 25, 35].

Tableau E.1 : Caractéristiques physiques de certains isotopes d'iode radioactif

Caractéristiques	¹²³ I	¹²⁴ I	¹²⁵ I	¹³¹ I
Période radioactive physique (jours)	0,55	4,176	59,40	8,02
Période radioactive efficace dans la thyroïde (jours)	0,55	3,97	34,09	7,29
Temps pour atteindre la charge thyroïdienne maximale après une exposition aiguë ⁹ (jours)	0,5	1,1	1,9	1,3
Énergie des principaux photons (keV)	158,97	602,7	27,0	364,5

E.2 Participation au programme de dépistage

E.2.1 Travailleurs – Manipulation normale

Les travailleurs (TSN et personnes qui ne sont pas des TSN) qui, en une journée, manipulent une quantité totale d'iode radioactif dépassant les quantités indiquées dans le tableau E.2 devraient faire l'objet d'un dépistage pour I-123, I-124, I-125 ou I-131, selon le cas. La section E.7 présente des exemples de composés d'iode radioactif volatils. Cette section illustre également les activités qui pourraient générer de tels composés.

⁹ On suppose qu'il s'agit de vapeur d'iode élémentaire.

Tableau E.2 : Critère de participation au dépistage thyroïdien : Activité manipulée sans confinement, par opération quotidienne

		Confinement		
		Aucun	Hotte	Boîte à gants
Quantité d'iode 125 ou d'iode 131 (MBq)	Gaz, liquides volatils et poudres	2	200	20 000
	Liquides non volatils et solides	200	20 000	2×10^6
Quantité d'iode 124 (MBq)	Gaz, liquides volatils et poudres	3	300	30 000
	Liquides non volatils et solides	300	30 000	3×10^6
Quantité d'iode 123 (MBq)	Gaz, liquides volatils et poudres	200	20 000	2×10^6
	Liquides non volatils et solides	20 000	2×10^6	2×10^8

Les autres personnes qui travaillent régulièrement à proximité d'un travailleur manipulant des quantités supérieures à celles indiquées dans le tableau E.2 sans confinement devraient également faire l'objet d'un dépistage pour l'iode radioactif en cause. Les valeurs du tableau E.2 pourraient être modifiées de sorte de tenir compte des dispositifs de protection des voies respiratoires.

E.2.2 Dépistage en réponse à des déversements et à la contamination personnelle

Les travailleurs et les autres personnes qui ont été à proximité d'un déversement, comme il est décrit dans les situations suivantes, devraient faire l'objet d'un dépistage pour l'iode radioactif en cause :

- déversement d'iode 125 ou d'iode 131 sous forme volatile, où l'activité dépasse 2 MBq
- déversement d'iode 124 sous forme volatile, où l'activité dépasse 3 MBq
- déversement d'iode 123 sous forme volatile, où l'activité dépasse 200 MBq
- contamination externe par un isotope d'iode radioactif sous forme volatile

Il est important d'effectuer un dépistage de la thyroïde dès que possible après un déversement ou une perturbation susceptible d'entraîner une exposition interne. Un dépistage initial rapide de la thyroïde permettra de s'assurer que les incorporations d'iode radioactif sont détectées et que des mesures appropriées sont prises afin de réduire au minimum la dose efficace engagée (DEE) d'un travailleur au moyen de l'administration d'un agent de blocage de la fonction thyroïdienne. Réaliser un dépistage de la thyroïde moins d'une heure après une perturbation ne permettra peut-être pas de détecter une DEE de 1 mSv ou moins, mais il permettra de détecter rapidement une incorporation importante. Dans les quelques premières heures après une exposition, l'ingestion d'un agent de blocage de la fonction thyroïdienne peut bloquer très efficacement l'absorption de l'iode radioactif par la thyroïde. Cependant, l'efficacité diminue grandement au fur et à mesure qu'augmente le temps entre l'incorporation et l'administration de l'agent. Plus de 24 heures après l'exposition, l'utilité de l'agent devient négligeable.

Le document REGDOC-2.7.1 [1] contient de l'orientation sur l'intervention requise en cas de contamination personnelle. D'autres approches d'intervention en cas de déversement d'iode radioactif pourraient être soumises à la CCSN aux fins d'examen et d'approbation.

E.3 Choix des instruments

À l'heure actuelle, le détecteur à scintillation est le type d'instrument le plus couramment utilisé pour mesurer l'iode radioactif dans la thyroïde. Il consiste habituellement en une sonde (contenant un cristal d'iodure de sodium [NaI]), fonctionnant de concert avec un compteur et un analyseur de spectre.

Les systèmes peuvent être assez simples et consister en une unité portative qui effectue un comptage par unité de temps, ou il peut d'agir d'un appareil sophistiqué comme un système de spectroscopie gamma qui génère le spectre énergétique de l'isotope et quantifie ensuite l'activité totale. On peut trouver de plus amples renseignements sur le choix d'un détecteur pour l'iode 125 ou l'iode 131 dans divers documents de référence, comme l'article *Thyroid Monitoring Part VI : Choosing a Detector for Either I-125 and/or I-131* dans *The Canadian Journal of Medical Radiation Technology* [32].

Le détecteur de NaI existe en tailles et configurations diverses, selon l'utilisation et la sensibilité envisagées. Lorsqu'ils choisissent un détecteur de NaI, les titulaires de permis devraient tenir compte des points suivants :

- l'énergie gamma de l'isotope d'iode radioactif qui sera mesuré
- l'épaisseur du cristal de NaI
- le diamètre du cristal de NaI
- le matériau constituant la fenêtre et la configuration de la sonde

E.3.1 Épaisseur du cristal

L'épaisseur du cristal de NaI varie selon l'isotope d'iode radioactif mesuré.

La détection et la mesure de l'iode 125 requièrent un cristal mince pour pouvoir détecter les photons faiblement énergétiques émis par l'iode 125. Habituellement, les cristaux de NaI ont une épaisseur d'environ 1 mm pour mesurer les photons faiblement énergétiques d'émetteurs comme l'iode 125.

À l'inverse, on doit utiliser un cristal plus épais pour détecter efficacement les photons hautement énergétiques produits par l'iode 124 ou l'iode 131, notamment. Un cristal d'environ 25 mm d'épaisseur est alors recommandé.

En raison de la similarité dans les énergies du rayonnement gamma émis, le détecteur utilisé pour les mesures de l'iode 125 (mince cristal de NaI) pourrait être utilisé pour détecter et mesurer l'iode 123. De même, le détecteur utilisé pour les mesures de l'iode 131 (épais cristal de NaI) pourrait être utilisé pour détecter et mesurer l'iode 123 et l'iode 124.

E.3.2 Diamètre du cristal

Un autre facteur dont on doit tenir compte est le diamètre du cristal. Un grand diamètre contribue à une plus grande efficacité globale du comptage. Il permet également de réduire l'erreur qui pourrait résulter de divers facteurs, comme la distance entre le cou et le détecteur, le mauvais alignement du détecteur avec la thyroïde et la taille de la thyroïde. Cependant, un détecteur de grand diamètre accroît la lecture de fond.

E.3.3 Matériau de la fenêtre de la sonde

Le matériau de la fenêtre de la sonde est également un facteur à considérer. Pour les photons faiblement énergétiques émis par l'iode 125, on doit utiliser un matériau, comme du Mylar ou du béryllium, qui est suffisamment mince pour permettre aux photons émis par l'iode 125 de pénétrer dans le cristal.

Si on utilise une sonde pour détecter à la fois l'iode 125 et l'iode 131, le cristal devrait être suffisamment épais pour détecter l'iode 131 et le matériau de la fenêtre suffisamment mince pour détecter l'iode 125.

Le tableau E.3 résume les spécifications recommandées relatives aux détecteurs utilisés pour mesurer les isotopes de l'iode.

Tableau E.3 : Résumé des spécifications des détecteurs

Spécification	I-125	I-123, I-124, I-131
Épaisseur minimale du cristal (mm)	1	25
Diamètre minimal du cristal (mm)	25	25
Matériau type de la fenêtre de la sonde	Mylar ou béryllium	Aluminium ou acier inoxydable
Plage d'énergies type du détecteur (keV)	20-200	≥ 40

E.4 Méthode de dépistage

E.4.1 Configuration

Pour installer un système de comptage :

- Installez le système de comptage dans un endroit où le rayonnement de fond est faible ou à tout le moins non variable.
- Assurez-vous que l'équipement est installé conformément aux spécifications du fabricant.
- Déterminez le taux de comptage de fond en utilisant un fantôme cervical (contenant idéalement du potassium).
- Étalonnez le système en suivant la procédure décrite à la section E.8.
- Calculez et enregistrez le taux de comptage équivalent à 1 kBq et 10 kBq dans le registre de dépistage (un exemple de registre de dépistage est présenté à la section E.9).
- Vérifiez l'installation chaque fois que le système ou l'emplacement du système est changé afin de confirmer qu'il fonctionne correctement ou d'apporter les modifications requises.

E.4.2 Vérifications aux fins de contrôle de la qualité

Afin de vérifier le rayonnement de fond et la reproductibilité du taux de comptage du système, on devrait suivre les étapes suivantes chaque jour où un dépistage thyroïdien est réalisé :

- mesurer et enregistrer le taux de comptage de fond, en accumulant au moins 400 coups
- mesurer et enregistrer le taux de comptage net d'une source de contrôle
- enregistrer les taux de comptage de fond et de la source de contrôle, de sorte que les écarts par rapport à la norme soient facilement observables (voir la section E.10 qui décrit une méthode d'enregistrement des taux de comptage à l'aide de graphiques de contrôle)

Une pratique exemplaire consiste à vérifier annuellement les contrôles en participant à un programme d'inter-comparaison des dépistages thyroïdiens, comme celui offert par Santé Canada et décrit dans le rapport technique du Laboratoire de surveillance humaine, intitulé *The Thyroid Intercomparison Program* [33].

E.4.3 Réalisation du dépistage

Pour réaliser un dépistage :

1. Mesurez le taux de comptage de fond de la personne :
 - a. Pour ce faire, on pourrait faire un comptage de la personne au niveau des jambes. Bien qu'une telle mesure simule l'iode qui pourrait se trouver dans le système circulatoire, on devrait noter que certains équipements de détection ne permettent pas les mesures au niveau des jambes, et qu'en outre les mesures au niveau des jambes pourraient être entravées par la contamination des vêtements ou de la peau.
 - b. S'il n'est pas possible d'effectuer une mesure du rayonnement de fond au niveau des jambes, une autre méthode pour mesurer la radioactivité de fond consiste à utiliser un fantôme cervical (contenant idéalement du potassium). Si la mesure de fond est plus élevée que la normale, vérifiez s'il y a une contamination possible et répétez la mesure, s'il y a lieu.
2. Enregistrez la lecture dans le registre de dépistage.
3. Mesurez le taux de comptage thyroïdien de la personne.
4. Enregistrez la lecture dans le registre de dépistage.
5. Comparez le résultat aux résultats de l'enquête et aux niveaux déclarés figurant dans le registre de dépistage.
6. En fonction des résultats obtenus, prenez les mesures appropriées, selon les options présentées à la section E.6 et remplissez le registre de dépistage.

E.5 Période de contrôle

Certains permis de la CCSN stipulent la période de contrôle courant pour certains isotopes de l'iode radioactif (p. ex. un contrôle un à cinq jours suivant la dernière utilisation de l'iode 124, de l'iode 125 ou de l'iode 131). Lorsque la période de contrôle courant n'est pas stipulée dans une condition de permis, elle devrait être établie en fonction des principes énoncés à la section 7.1.5.

E.6 Validation des résultats du dépistage

E.6.1 Niveau général

Pour tous les résultats de mesure de dépistage de l'iode 124, de l'iode 125 ou de l'iode 131 égaux ou supérieurs à 1 kBq, ou les résultats de mesure de dépistage de l'iode 123 égaux ou supérieurs à 10 kBq, le titulaire de permis devrait procéder comme suit :

1. Vérifier que la méthode de mesure pour le dépistage décrite à la section E.4.3 a été suivie.
2. Si nécessaire, apporter les corrections nécessaires et répéter la mesure.
3. Si le résultat de la mesure est toujours égal ou supérieur à 1 kBq, vérifier la contamination des vêtements ou de la peau.
4. Si les vêtements ou la peau sont contaminés, enlever les vêtements ou décontaminer la peau et répéter la mesure.
5. Si le résultat de la mesure est toujours égal ou supérieur à 1 kBq, vérifier et enregistrer la DEE et suivre les étapes des sections E.6.2 ou E.6.3, le cas échéant.
6. Effectuer un dépistage pour toutes les personnes qui ont travaillé à proximité de la personne dont les résultats sont égaux ou supérieurs à 1 kBq.

E.6.2 Niveau d'enquête

Pour tous les résultats de mesure de dépistage de l'iode 124, de l'iode 125 ou de l'iode 131 égaux ou supérieurs à 1 kBq et inférieurs à 10 kBq, ou les résultats de mesure de dépistage de l'iode 123 égaux ou supérieurs à 100 kBq, le titulaire de permis devrait faire ce qui suit :

1. Valider les résultats selon la section E.6.1.
2. Effectuer une enquête interne pour déterminer et corriger la cause des résultats du dépistage.
3. Enregistrer les constatations.
4. Corriger toute lacune constatée lors de l'enquête.
5. Enregistrer l'événement dans le rapport annuel de conformité.

E.6.3 Niveau de déclaration

Pour l'iode 124, l'iode 125 et l'iode 131, un résultat de dépistage thyroïdien de 10 kBq est environ égal à une DEE de 1 mSv. Il en va de même pour un résultat de dépistage d'iode 123 de 100 kBq. En vertu de l'article 16 du RRP, le titulaire de permis doit aviser la CCSN lorsqu'il apprend qu'une personne pourrait avoir dépassé une limite de dose applicable. Pour les TSN, on devrait déterminer la dose efficace de chaque composante de la dose qui contribue plus de 1 mSv/année.

Pour tous les résultats de mesure de dépistage de l'iode 124, de l'iode 125 ou de l'iode 131 égaux ou supérieurs à 10 kBq ou de l'iode 123 égal ou supérieur à 100 kBq, le titulaire de permis devrait procéder comme suit :

1. Valider les résultats selon la section E.6.1.
2. Informer immédiatement la CCSN si la mesure a été prise sur une personne autre qu'un TSN.
3. Faire effectuer un essai biologique pour détecter l'iode radioactif par une organisation qui a réussi le test d'inter-comparaison pertinent de Santé Canada au cours des 12 derniers mois ou, si une telle organisation n'est pas disponible, demander l'approbation de la CCSN pour permettre que l'essai biologique soit réalisé par une autre entité afin de détecter l'iode radioactif.
4. Utiliser les résultats de l'essai biologique pour déterminer la DEE.
5. Effectuer une enquête interne visant à déterminer et à corriger la cause des résultats du dépistage, y compris le contrôle de la zone et de la contamination au site d'incorporation de l'iode radioactif, s'il y a lieu.
6. Enregistrer l'événement dans le rapport annuel de conformité.

E.6.4 Registre de dépistage

Le titulaire de permis devrait tenir un registre de dépistage thyroïdien. Un exemple est présenté à la section E.9.

E.7 Composés d'iode radioactif volatils

Les composés d'iode radioactif volatils comprennent les composés tels que l'iodure de sodium (NaI) et l'iode radioactif dans une forme dissociée. La volatilité des composés d'iode radioactif pourrait augmenter en raison de l'acidification ou du gel.

Les activités susceptibles d'entraîner la libération d'iode radioactif comprennent l'ouverture de contenants de réactif, l'ouverture d'emballages contenant des capsules utilisées à des fins thérapeutiques ou diagnostiques, et le travail avec de tels emballages ouverts. Par conséquent, les capsules données aux

patients pour des tests diagnostiques ou à des fins thérapeutiques sont considérées comme pouvant contenir de l'iode radioactif sous forme d'iode radioactif volatil.

L'ajout d'antioxydants, tel que le thiosulfate de sodium, aux solutions de NaI marquées ou non, réduit à la fois la décomposition et la volatilité. De plus, le maintien des solutions d'iode radioactif à des concentrations diluées minimise la décomposition radiolytique. Il y a lieu de noter que les trousseaux d'essais radio-immunologiques contiennent de petites quantités d'iode 125 sous une forme non volatile.

E.8 Étalonnage des instruments

E.8.1 Généralités

Tous les appareils et instruments utilisés pour le dépistage thyroïdien devraient être maintenus en bon état de fonctionnement et étalonnés conformément à l'article 25 du RRP. L'étalonnage devrait être effectué pour l'isotope d'intérêt dans des conditions imitant la thyroïde dans le cou. On peut trouver un exemple de procédure d'étalonnage dans le document *Thyroid Monitoring Part III : A Basic Calibration Procedure for Thyroid Monitoring* [34]. Une fois mis en place (voir la section E.4.1), l'équipement de mesure devrait être étalonné si un contrôle de qualité de la mesure donne des résultats à l'extérieur des limites de contrôle, comme il est décrit à la section E.10. De plus, l'équipement de mesure devrait être étalonné de nouveau avant d'être remis en service s'il a subi des changements importants, tel qu'une réparation ou un remplacement, pouvant avoir un impact négatif sur la précision, l'exactitude ou la fiabilité des mesures

E.8.2 Efficacité du détecteur

Pour déterminer l'efficacité du détecteur, mesurer l'activité d'une source de contrôle traçable du radioisotope d'intérêt et utiliser la formule suivante :

$$(28) \quad E = (C - B)/A$$

où :

E efficacité en coups par seconde (cps) par becquerel (Bq)

C nombre mesuré de coups par unité de temps, avec la source de contrôle (en cps)

B taux de comptage de la radioactivité de fond, en cps

A activité connue de la source de contrôle, traçable à un laboratoire national de normalisation avec une exactitude de 5 % près (2σ ou un écart-type), en Bq

Le titulaire de permis devrait s'assurer que si une source de contrôle à courte période est utilisée (p. ex. I-131), l'activité de la source est corrigée pour tenir compte de la désintégration au jour où l'étalonnage est effectué. Des sources de contrôle de remplacement appropriées, à plus longue période, sont notamment les suivantes : Te-123m (pour l'iode 123), Cs-137 (pour l'iode 124), I-129 (pour l'iode 125) et Ba-133 (pour l'iode 131).

L'instrument et les paramètres de mesure utilisés pour déterminer l'efficacité du comptage devraient être les mêmes que ceux qui ont été utilisés pour le dépistage courant. On placera le détecteur le plus près possible de la thyroïde pour obtenir une efficacité maximale. Cependant, en raison des variations concernant la thyroïde (profondeur, taille, forme et positionnement), l'estimation de l'activité peut être entachée de grandes incertitudes. On peut réduire cette erreur en augmentant la distance entre le cou et le

détecteur. Pour chaque système, il y a un compromis optimal entre efficacité élevée et réduction des erreurs, mais en général une bonne distance entre le cou et le détecteur est de 12 cm.

Le titulaire de permis devrait s'assurer que le temps de comptage est suffisamment long pour la source de contrôle et pour le comptage de la radioactivité de fond, de sorte que l'erreur globale (2σ) pour le comptage soit inférieure à 5 %. Cela représente environ 400 coups bruts pour la mesure du rayonnement de fond.

E.8.3 Activité minimale détectable

Le titulaire de permis devrait réaliser des mesures pour atteindre une activité minimale détectable (AMD) inférieure à 1 kBq. L'AMD est décrite à la section 7.2.5. Lorsque les temps de comptage de l'échantillon et du rayonnement de fond sont égaux, la formule de l'AMD indiquée à la section 7.2.5 se réduit à la formule suivante :

$$(29) \quad AMD = \frac{4.66\sqrt{B} + 2.71}{ET}$$

où :

B est le comptage total de fond recueilli pendant le temps « T »

E est l'efficacité en cps/Bq

T est le temps en secondes

L'équation 29 s'applique lorsque les temps de comptage du sujet et du rayonnement de fond sont égaux. Lorsqu'ils ne sont pas égaux, on devrait plutôt utiliser l'équation 11.

E.8.4 Calcul de l'AMD de l'échantillon

Si l'AMD d'un système n'est pas suffisamment faible (en raison d'une faible efficacité ou d'un rayonnement de fond élevé), il est possible de l'améliorer. Pour ce faire, on accroît le temps de comptage pour la mesure, on diminue le rayonnement de fond, ou les deux.

À titre d'exemple, prenons l'iode 125. En supposant que l'efficacité est de 0,0060 cps/Bq et que le comptage de fond brut est de 400 coups, un temps de comptage de 300 secondes donnerait l'AMD suivante, en utilisant l'équation de la section E.8.3 :

$$(30) \quad AMD = \frac{4,66\sqrt{B} + 2,71}{ET}$$

$$AMD = \frac{4,66\sqrt{400} + 2,71}{(0,0060)(300)}$$

$$AMD = 53 \text{ Bq}$$

La valeur résultante, 53 Bq, est acceptable pour l'iode 125.

Le temps de comptage utilisé pour contrôler le personnel n'a pas à être aussi long que celui qui est utilisé pour l'étalonnage. Dans l'exemple ci-dessus, le rayonnement de fond est de 400 coups/300 secondes, soit

1,3 cps. En supposant que le taux de comptage du rayonnement de fond est stable, un temps de comptage de 60 secondes donnerait environ 80 coups. En substituant ces nouveaux chiffres dans l'équation, nous obtenons une nouvelle valeur d'AMD, comme le montre la formule suivante :

$$(31) \quad AMD = \frac{4,66\sqrt{80} + 2,71}{(0,0060)(60)}$$

$$AMD = 124 \text{ Bq}$$

E.8.5 Dossiers

Des dossiers exacts concernant l'étalonnage et l'entretien devraient être conservés pour le système de mesure. Ces dossiers devraient contenir les renseignements suivants :

1. Date d'étalonnage
2. Méthode de référence
3. Activité courante de la source d'étalonnage
4. Valeurs de fond (on devrait comparer ces valeurs aux valeurs précédentes pour détecter les changements)
5. AMD
6. Efficacité calculée
7. Signature du responsable

E.9 Exemple de registre de dépistage thyroïdien pour l'iode 131

Niveau d'enquête : _____ cps net = 1 kBq d'iode 131

Niveau de déclaration : _____ cps net = 10 kBq d'iode 131

Nom de l'employé : _____

Instrument utilisé : _____

Date de la mesure	Dernière utilisation d'iode radioactif (date)	Taux de comptage du rayonnement de fond (cps)	Nombre brut de coups	Temps de comptage (secondes)	Taux de comptage net (cps)	Technicien (initiales)	Mesure prise

E.10 Graphiques de contrôle de la qualité

La présente section fournit une méthode pour enregistrer le rayonnement de fond et le taux de comptage des sources de contrôle, aux fins de contrôle de la qualité.

On préparera deux graphiques de contrôle, un pour le rayonnement de fond et un pour la source de contrôle, afin d'en vérifier la qualité selon la section E.4.2. On devrait indiquer sur chaque graphique de contrôle la date de la mesure et les taux de comptage correspondants. Après environ 20 jours de

comptage, on disposera de suffisamment d'observations pour estimer l'écart-type des distributions. Pour calculer l'écart-type, on utilise l'équation suivante :

$$(32) \quad S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2}$$

où :

S = écart-type

n = nombre de mesures du rayonnement de fond ou avec la source de contrôle

N_i = taux de comptage pour chaque mesure individuelle

\bar{N} = moyenne de n mesures de N_i

Le titulaire de permis devrait tracer des limites de contrôle à $\pm 2 S$ sur chaque graphique. Presque toutes les mesures effectuées aux fins de contrôle de la qualité (95 %) devraient se trouver à l'intérieur de ces limites de contrôle.

Si une mesure aux fins de contrôle de la qualité du rayonnement de fond ou de la source de contrôle est à l'extérieur des limites de contrôle, on répétera immédiatement la mesure. Si la mesure répétée est également en dehors des limites, on vérifiera les réglages de l'instrument. Enfin, si aucune cause ne peut être trouvée, le titulaire de permis pourrait prendre des mesures correctives, y compris le réétalonnage ou la réparation de l'instrument afin de s'assurer que les mesures subséquentes aux fins de contrôle de la qualité donnent des résultats à l'intérieur des limites de contrôle.

Annexe F : Recommandations propres aux radionucléides concernant les mesures par essais biologiques et la dosimétrie interne – Uranium

F.1 Limites annuelles d'incorporation des composés d'uranium

L'uranium naturel a 3 isotopes : U-234, U-235 et U-238. Leur activité respective par gramme d'uranium naturel est de 12 430 Bq, 575,9 Bq et 12 350 Bq. Leur pourcentage en masse est de 99,2742 %, 0,7204 % et 0,0054 % pour l'uranium 238, l'uranium 235 et l'uranium 234, respectivement, et leur activité spécifique est de $2,54 \times 10^4$ Bq g⁻¹. Ces données figurent dans la publication 107 de la CIPR, *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations* [35] et dans le document du National Institute of Standards and Technology, *Atomic Weights and Isotopic Compositions* [36]. La présente section fournit de l'orientation concernant le choix des LAI appropriées pour divers composés d'uranium, y compris ceux qui ont été enrichis ou appauvris en uranium 235.

On devrait calculer la DEE par unité d'incorporation (coefficient de dose) et les LAI correspondantes pour l'inhalation de composés d'uranium en tenant compte des caractéristiques de solubilité des composés auxquels les travailleurs pourraient être exposés en milieu de travail. Lorsqu'il n'existe pas de coefficient de dose et de LAI propres aux différentes matières, on devrait utiliser les valeurs du tableau F.1. Ces données proviennent du document de la CCSN RSP-0297, *Evaluation of Default Annual Limit on Intake (ALI) for Yellowcake and Uranium Ore* [37].

Tableau F.1 : Limites annuelles recommandées pour l'incorporation de divers composés d'uranium

Composé d'uranium	Limite annuelle d'incorporation (Bq)		
	Uranium naturel	Uranium enrichi (3,5 %)	Uranium appauvri
Minerai d'uranium	4 500	S.O.	S.O.
Concentré d'uranium (<i>yellowcake</i>) séché	48 000	S.O.	S.O.
Concentré d'uranium (<i>yellowcake</i>) calciné	3 100	S.O.	S.O.
Valeur par défaut de la CIPR – type F	32 400	31 300	33 600
Valeur par défaut de la CIPR – type M	12 000	9 850	11 600
Valeur par défaut de la CIPR – type S	3 190	3 010	3 390

Les LAI propres aux différentes matières devraient provenir d'études de solubilité *in vitro* pour les composés en cause. La méthode d'étude et les résultats devraient être documentés dans le cadre du fondement technique de la dosimétrie du titulaire de permis. L'étude de solubilité devrait être mise à jour périodiquement pour refléter les changements apportés aux procédés ou aux types de composés présents dans l'installation autorisée, ou pour s'assurer que les paramètres de solubilité n'ont pas changé.

F.2 Toxicité chimique des composés de l'uranium

Comme l'uranium est un métal lourd, il est chimiquement toxique au-delà d'un seuil de concentration dans les reins. La toxicité chimique devrait être prise en compte lorsqu'il y a un risque d'incorporation par inhalation de composés d'uranium solubles, par ingestion ou encore par les plaies. Afin d'empêcher que l'uranium n'affecte les reins, on devrait effectuer des mesures par essais biologiques de l'urine pour

vérifier que les concentrations d'uranium ne dépassent pas la charge rénale maximale. La charge rénale maximale devrait être établie entre 0,3 et au plus 3 µg d'uranium par gramme de tissu rénal. Pour plus de renseignements, veuillez consulter la norme ISO 16638-1, *Radioprotection – Contrôle et dosimétrie interne des éléments spécifiques – Partie 1 : Inhalation de composés d'uranium* [38]. Le tableau F.2 montre les concentrations urinaires résultant d'une charge rénale maximale de 3 µg d'uranium par gramme de tissu rénal. Les concentrations sont des moyennes pour la période de 24 heures indiquée. Pour la période de 1 jour, la concentration est la moyenne pour les périodes de 0 à 24 heures suivant l'incorporation. Le tableau F.3 indique les taux d'excrétion et les concentrations pour des intervalles de temps plus courts au cours des 48 premières heures suivant une incorporation. Les données des tableaux F.2 et F.3 proviennent du document RSP-0165 de la CCSN, *Uranium Intake – Dose Estimation Methods* [39].

Tableau F.2 : Concentrations urinaires résultant d'une charge rénale maximale de 3 µg d'uranium par gramme de tissu rénal

Temps après l'incorporation (jours)	Concentration d'uranium dans l'urine, µg/L			
	Type F	Type M	Type S	Ingestion
1	3 760	3 760	3 720	3 700
2	130	182	233	204
3	105	138	137	109
4	95	128	125	98
5	86	119	116	89
6	78	111	108	81
7	71	105	101	74
8	65	99	95	67
9	60	93	90	62
10	55	88	85	57
14	40	72	69	41
30	14	43	41	14

Tableau F.3 : Concentrations urinaires 48 heures après une incorporation résultant d'une charge rénale maximale de 3 µg d'uranium par gramme de tissu rénal

Temps après l'incorporation (heures)	Type F		Type M		Type S		Ingestion	
	µg U par 4 h	µg/L	µg U par 4 h	µg/L	µg U par 4 h	µg/L	µg U par 4 h	µg/L
4	3 100	13 300	2 600	11 100	1 310	5 620	819	3 510
8	1 330	5 690	1 430	6 150	1 680	7 220	1 850	7 930
12	477	2 040	659	2 830	1 120	4 780	1 290	5 530
16	202	865	319	1 368	609	2 611	696	2 982
20	99	423	164	702	318	1 363	351	1 504
24	57	245	93	400	170	728	178	761
28	40	171	61	263	99	422	96	410
32	33	140	47	201	65	278	58	249
36	29	126	40	173	49	210	41	176
40	28	119	37	159	41	177	33	142
44	27	115	35	151	37	160	30	127
48	26	112	34	147	35	151	28	119

Lorsqu'un résultat de contrôle urinaire d'un travailleur dépasse les valeurs applicables des tableaux F.2 ou F.3, le travailleur devrait être retiré du lieu de travail où il y a des composés d'uranium solubles, et il faudrait obtenir un échantillon d'urine supplémentaire pour confirmer le résultat initial. Si l'incorporation est confirmée, le travailleur devrait être référé au personnel médical pour des tests des fonctions rénales.

Le mode dominant de toxicité de l'uranium dépend de la solubilité du composé, de l'enrichissement en uranium 235 et de la présence d'autres isotopes d'uranium.

La toxicité chimique est limitative dans les conditions suivantes :

- incorporation par inhalation aiguë des composés de type F, pour tous les pourcentages d'enrichissement en uranium 235
- incorporation par inhalation aiguë des composés de type M, pour les enrichissements en uranium 235 inférieurs à 30 % par masse
- incorporation par inhalation chronique des composés de type F, pour les enrichissements en uranium 235 inférieurs à 3 % par masse

La toxicité radiologique est limitative dans les conditions suivantes :

- incorporation par inhalation aiguë ou chronique des composés de type S, pour tous les pourcentages d'enrichissement en uranium 235 incorporation par inhalation aiguë ou chronique de tout type d'absorption lorsque de l'uranium 232 ou de l'uranium 236 est présent
- incorporation par inhalation chronique des composés de type F avec enrichissements en uranium 235 de 3 % ou plus par masse

- incorporation par inhalation chronique des composés de type M, pour tous les pourcentages d'enrichissement en uranium 235

La toxicité chimique et radiologique est équivalente pour l'incorporation par inhalation aiguë de composés de type M avec enrichissements en uranium 235 de 30 % ou plus par masse. Dans le cas de l'incorporation par une plaie, on devrait évaluer la toxicité radiologique et chimique au cas par cas. Pour plus de renseignements, veuillez consulter la norme ISO 16638-1, *Radioprotection – Contrôle et dosimétrie interne des éléments spécifiques – Partie 1 : Inhalation de composés d'uranium* [38].

F.3 Détermination de la dose attribuable à l'incorporation de composés d'uranium

Outre les recommandations de la partie B du présent REGDOC, on devrait tenir compte des points qui suivent pour déterminer la dose provenant de l'incorporation de composés d'uranium.

F.3.1 Essai biologique *in vitro*

La mesure de l'uranium dans les échantillons d'urine devrait servir à :

- déterminer les doses résultant de l'incorporation de composés d'uranium solubles
- donner une indication de l'incorporation pour les composés d'uranium, peu importe leur solubilité
- vérifier que les valeurs d'incorporation calculées par le contrôle de l'air ambiant sont représentatives des valeurs réelles d'incorporation
- obtenir des données de contrôle *in vivo* supplémentaires pour les essais biologiques spéciaux afin de déterminer la dose
- vérifier le bon fonctionnement des équipements de protection respiratoire

F.3.2 Essai biologique *in vivo*

Les essais biologiques *in vivo* pour déterminer l'incorporation d'uranium consistent en un comptage pulmonaire. Les points qui suivent devraient être pris en compte lors de la mesure de l'uranium dans les poumons.

On devrait mesurer l'épaisseur de la paroi thoracique (EPT) pour chaque travailleur qui participe à un programme de comptage pulmonaire de l'uranium. Les mesures pourraient être faites par échographie. La fréquence de ces mesures devrait être documentée. L'étalonnage des appareils à ultrasons utilisés pour cette mesure devrait être documenté et vérifié périodiquement. L'EPT de chaque travailleur participant à un programme de comptage pulmonaire devrait être documentée et mise à jour périodiquement. On devrait utiliser la valeur EPT de chaque travailleur pour déterminer sa charge pulmonaire (p. ex. en mg d'uranium) à partir des résultats du comptage pulmonaire.

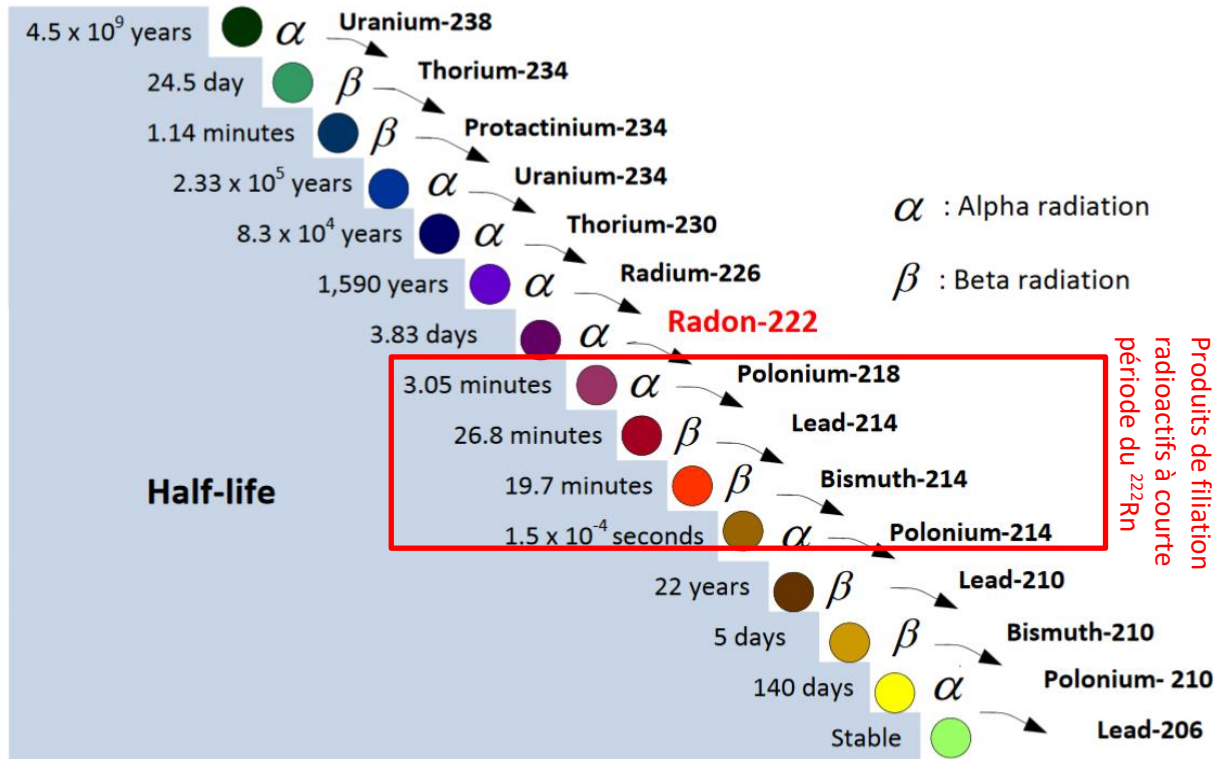
On devrait déterminer et documenter les valeurs qui déclenchent la répétition du comptage pulmonaire. Ces valeurs devraient tenir compte de la contamination de surface des travailleurs prenant part au programme de comptage. Lorsque la contamination de surface a été confirmée sur un travailleur et que ses résultats de comptage pulmonaire sont inexacts, on devrait demander au travailleur de prendre une douche, puis de se prêter à un nouveau comptage.

Annexe G : Recommandations propres aux radionucléides concernant le contrôle de l'air et la dosimétrie interne – Produits de filiation du radon

G.1 Introduction

Le radon est un gaz rare radioactif et naturel. Il existe plusieurs isotopes du radon. Toutefois, celui qui représente la dose d'occupation la plus importante est le radon 222, qui s'inscrit dans le cadre de la chaîne de désintégration d'uranium 238. La majorité de la dose provenant du radon 222 inhalé résulte de la désintégration de ses produits de filiation à courte période. La présente annexe est axée sur la détermination des doses aux travailleurs provenant du radon 222 inhalé et de ses produits de filiation à courte période. L'incorporation professionnelle d'autres isotopes du radon, comme le radon 220, n'est pas visée par la présente annexe, car elle ne contribue pas de manière considérable aux doses aux travailleurs des mines d'uranium canadiennes modernes. Toutefois, la publication 65 de la CIPR [40] comporte de l'orientation à cet égard. La figure G.1 montre la chaîne de désintégration d'uranium 238 et met en évidence les produits de filiation radioactifs à courte période du radon 222.

Figure G.1 : Chaîne de désintégration de l'uranium 238



L'exposition potentielle à l'énergie alpha (EPEA) est l'intégrale en fonction du temps de la concentration potentielle d'énergie alpha dans l'air à laquelle une personne est exposée au cours d'une période donnée. La concentration potentielle d'énergie alpha correspond à la concentration de produits de filiation radioactifs à courte période du radon 222 dans l'air en termes de l'énergie alpha rejetée durant la désintégration complète jusqu'au polonium 214. L'EPEA est mesurée en niveau opérationnel-mois et calculée tel qu'il est décrit à la section G.3.

G.2 Coefficients de dose pour les produits de filiation du radon

Les facteurs de conversion pour la dose efficace de 5 mSv/WLM pour les TSN et de 4 mSv/WLM pour les personnes qui ne sont pas des TSN sont calculés à partir du détriment des produits de filiation du radon par unité de dose efficace, tel qu'il est défini par la CIPR 65 [41]. Pour les travailleurs, cette valeur se chiffre à $5,6 \times 10^{-5} \text{ Sv}^{-1}$ et pour le public, à $7,3 \times 10^{-5} \text{ Sv}^{-1}$ [40]. Tant pour les travailleurs que le public, le détriment par EPEA se chiffre à $2,83 \times 10^{-4} \text{ WLM}^{-1}$ [38]. Le ratio du détriment par EPEA par rapport au détriment par unité de dose efficace donne les facteurs de conversion de la dose efficace.

Pour calculer la dose aux TSN, à partir de leur EPEA en WLM, laquelle est calculée au moyen de la surveillance de l'air, l'EPEA devrait être multipliée par 5 mSv/WLM pour obtenir la dose efficace. Pour calculer la dose aux personnes qui ne sont pas des TSN, à partir de leur EPEA en WLM, l'EPEA devrait être multipliée par 4 mSv/WLM pour obtenir la dose efficace.

G.3 Mesure de la concentration des produits de filiation du radon et calcul de l'EPEA

Un volume d'air représentatif devrait être prélevé pour mesurer la concentration de produits de filiation du radon dans l'air, de façon ponctuelle ou continue. Les échantillons ponctuels sont généralement ceux prélevés sur de courtes périodes de quelques minutes. Les échantillons continus sont prélevés sur une période beaucoup plus longue, en général plusieurs heures ou jours.

L'une des méthodes de mesure des produits de filiation du radon acceptées par la CCSN est la méthode de Kusnetz modifiée, soit :

- filtrer un volume d'air représentatif pour prélever un échantillon des produits de filiation du radon dans l'air
- mesurer les émissions de particules alpha qui surviennent durant la désintégration radioactive des produits de filiation prélevés
- utiliser des données observées, mesurées et connues ainsi que des formules établies pour estimer la concentration atmosphérique des produits de filiation du radon au moment du prélèvement

La méthode consiste à prélever initialement un échantillon des produits de filiation du radon dans l'air au moyen d'une pompe à air portative de sorte de faire circuler l'air dans un filtre à faible porosité. Les produits de filiation du radon présents dans l'air se lient à la surface du filtre utilisé du côté où l'air entre dans le filtre. Ensuite, ces produits de filiation se désintègrent, émettant des particules alpha et d'autres formes de rayonnement. Durant la désintégration, les émissions de particules alpha sont détectées et comptées à l'aide d'un instrument (un compteur alpha) conçu et fabriqué à cette fin.

Les résultats de comptage obtenus sont ensuite utilisés en combinaison avec d'autres observations et données pertinentes pour estimer la concentration, en unités de niveau opérationnel. La concentration des produits de filiation du radon est calculée à partir des désintégrations alpha par niveau opérationnel, sur la période allant de la fin du prélèvement au milieu du comptage alpha. Elle tient compte du volume d'air prélevé, de l'activité alpha des produits de filiation du radon prélevés et résultants, de l'efficacité et de la mesure de fond du compteur alpha ainsi que des caractéristiques d'absorption du filtre utilisé durant le prélèvement.

Les emplacements de prélèvement d'air devraient être choisis de sorte de bien refléter les conditions devant être évaluées. Il faudrait éviter les conditions de prélèvement non propices ou non représentatives, comme les endroits où le débit d'air est turbulent (p. ex. points d'échappement des conduites, jonctions ou intersections des conduites de ventilation, portes ou fenêtres). Lors de la collecte d'échantillons de

produits de filiation du radon aux fins d'estimation ou de confirmation des doses de rayonnement aux travailleurs, les atmosphères réelles respirées par les travailleurs visés devraient être prélevées, dans la mesure du possible. De tels échantillons pourraient être prélevés par exemple dans les postes de travail des personnes visées sur une période représentative. Autrement, si les concentrations de produits de filiation du radon dans l'air sont semblables dans une vaste zone, il pourrait suffire de prélever des échantillons représentatifs en circulant dans la zone ou encore dans des points précis de la zone. Cette dernière approche pourrait être particulièrement appropriée dans les usines de traitement de l'uranium et dans les zones de déplacement ou d'autres zones semblables des mines.

Les échantillons qui visent à faciliter la planification, l'élaboration et l'évaluation des processus de production et travaux techniques devraient être représentatifs des conditions qu'ils visent à évaluer. Ainsi, ces échantillons devraient être prélevés dans des endroits et à des moments appropriés. Par exemple, pour déterminer l'impact de modifications aux systèmes de ventilation d'une mine ou d'un immeuble, ou pour guider l'installation de tels systèmes, il pourrait être nécessaire de prélever plusieurs échantillons d'air dans de multiples emplacements, avant, après ou durant les modifications.

G.4 Détermination des doses provenant du radon

On pourrait déterminer la dose efficace qui résulte de l'inhalation de radon 222 uniquement en multipliant l'incorporation de radon 222 par le coefficient de dose efficace. On pourrait également la déterminer en multipliant la concentration de radon 222 par le temps d'occupation et le débit de dose efficace par unité de facteur de concentration. Ce facteur correspond au débit de dose efficace attribuables à une exposition chronique à une concentration de 1 Bq/m³ de radon 222, après que le radon ait atteint un équilibre dans les organes et les tissus. Les valeurs recommandées pour ces paramètres, de même que les LAI, sont présentées dans le tableau G.1 [42].

Tableau G.1 : Coefficients de dose efficace et LAI pour l'inhalation de radon uniquement

Paramètre	Valeur	Unités
Coefficient de dose efficace	$4,4 \times 10^{-10}$	Sv/Bq
Débit de dose efficace par unité de facteur de concentration	$1,8 \times 10^{-7}$	mSv/(Bq·h· m ⁻³)
LAI	45,5	MBq

Glossaire

Les définitions des termes utilisés dans le présent document figurent dans le [REGDOC-3.6, *Glossaire de la CCSN*](#), qui comprend des termes et des définitions tirés dans la [Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires](#) (LSRN), de ses règlements d'application ainsi que des documents d'application de la réglementation et d'autres publications de la CCSN. Le document REGDOC-3.6 est fourni à titre de référence et d'information.

Références

1. Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN), [REGDOC-2.7.1, Radioprotection](#), Ottawa, 2021.
2. CCSN, [REGDOC-2.7.2, Dosimétrie, tome II : Exigences techniques et relatives aux systèmes de gestion pour les services de dosimétrie](#), Ottawa, 2020.
3. CCSN, [REGDOC-2.9.1, Principes, évaluations environnementales et mesures de protection de l'environnement](#), Ottawa, 2017.
4. Commission internationale de protection radiologique (CIPR), Publication 103 de la CIPR, [The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection](#), Annals of the ICRP, Vol. 37, nos. 2-4, Oxford, 2007.
5. International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU), rapport 51, *Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry*, Bethesda, Maryland, 1993.
6. American National Standards Institute/Health Physics Society. ANSI/HPS N13.41-2011, *Criteria for Performing Multiple Dosimetry*, 2018.
7. Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA), TECDOC-1731, [Implications for Occupational Radiation Protection of the New Dose Limit for the Lens of the Eye](#), Vienne, 2013.
8. CCSN, [Livret d'information sur les radionucléides](#), Ottawa, 2018.
9. AIEA, TECDOC-1162, [Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency](#), Vienne, 2000.
10. Kocher, D. C., et K. F. Eckerman, *Electron dose-rate conversion factors for external exposure of the skin from uniformly deposited activity on the body surface*, tiré de *Health Physics*, vol. 53, n° 2, pp. 135-141, 1987.
11. CIPR, Publication 119 de la CIPR, [Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60](#), vol. 41, supplément 1, Oxford, 2012.
12. ICRU, Report 69, *Direct Determination of the Body Content of Radionuclides*, Bethesda, Maryland, 2016
13. CIPR, Publication 130 de la CIPR, [Occupational Intakes of Radionuclides : Part I](#), vol. 44, n° 2, 2015.
14. AIEA, Collection Rapports de sûreté n° 114, [Direct Methods for Measuring Radionuclides in the Human Body](#), Vienne, 1996.
15. CIPR, Publication 66 de la CIPR, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection*, vol. 24, n°s 1-3, 1994.
16. Strom, D. J., et P. S. Stansbury, *Minimum Detectable Activity When Background Is Counted Longer Than the Sample*, tiré de *Health Physics*, vol. 63, n° 3, pp. 360-361, 1992.
17. United States Environmental Protection Agency (US EPA), [Multi-Agency Radiological Laboratory Analytical Protocols Manual \(MARLAP\)](#), EPA 402-B-04-001A, juillet 2004.

18. Organisation internationale de normalisation, ISO 20553:2006 (R2015), *Radioprotection — Surveillance professionnelle des travailleurs exposés à un risque de contamination interne par des matériaux radioactifs*, 2006.
19. Hickey, E. E., G. A. Stoetzel, D. J. Strom, G. R. Cicotte, C. M. Wiblin et S. A. McGuire, NUREG-1400, [Air Sampling in the Workplace](#), 1993.
20. Castellani, C. M., J. W. Marsh, C. Hurtgen, E. Blanchardon, P. Berard, A. Giussani et M. A. Lopez, rapport EURADOS 2013-01, *IDEAS Guidelines (Version 2) for the Estimation of Committed Doses from Incorporation Monitoring Data*, 2013.
21. AIEA, Collection Rapports de sûreté n° 37, [Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of Radionuclides](#), Vienne, 2004.
22. CIPR, Publication 95 de la CIPR, *Doses to Infants from Ingestion of Radionuclides in Mothers' Milk*, vol. 34, n°s 3-4, 2004.
23. CIPR, Publication 100 de la CIPR, *Errata to: Doses to infants from ingestion of radionuclides in mothers' milk (ICRP Publication 95, Ann. ICRP 34(3/4))*, 2007.
24. National Council on Radiation Protection & Measurements, rapport n° 156 du NCRPM, *Development of a Biokinetic Model for Radionuclide-Contaminated Wounds and Procedures for their Assessment, Dosimetry and Treatment*, 2006.
25. CIPR, Publication 78 de la CIPR, *Individual monitoring for internal exposure of workers: Replacement of ICRP Publication 54*, vol. 27, n°s 3-4, 1997.
26. Organisation internationale de normalisation (ISO) 2011 (R2016), *Radioprotection – Estimation de la dose interne dans le cadre de la surveillance des travailleurs en cas d'exposition aux rayonnements*.
27. Toohey, R. E., L. Bertelli, S. L. Sugarman, A. L. Wiley et D. M. Christensen, *Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides via Contaminated Wounds*, tiré de *Health Physics*, vol. 100, n° 5, 2011.
28. Health Physics Society. ANSI/HPS N13.39–2001, *American National Standard for Design of Internal Dosimetry Programs*, McLean, Virginie.
29. CIPR, Publication 67 de la CIPR, *Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides: Part 2 – Ingestion Dose Coefficients*, vol. 23, n° 3/4, 1993.
30. CIPR, Publication 69 de la CIPR, *Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides: Part 3 – Ingestion Dose Coefficients*, vol. 25, n° 1/4, 1995.
31. Santé et Bien-être Canada, *Bioassay Guideline 2 - Guidelines for Tritium Bioassay, Report of the Working Group on Bioassay and in vivo Monitoring Criteria*, Direction de l'hygiène du milieu, 83-EHD-87, 1983.
32. Kramer, G. H, et S. Yiu, *The Canadian National Calibration Reference Centre for In-Vivo Monitoring: Thyroid Monitoring, Part VI: Choosing a Detector for Either I-125 and/or I-131*, tiré du *Journal canadien des techniques en radiation médicale*, vol. 27, n° 2, 1996.
33. Burns, L. C., et coll., *The Thyroid Intercomparison Program*, rapport technique du Laboratoire de surveillance humaine, HMLTD-88–3, Santé Canada, 1996, Ottawa.
34. Kramer, G. H, et S. Yiu, *The Canadian National Calibration Reference Centre for In-Vivo Monitoring: Thyroid Monitoring Part III: A Basic Calibration Procedure for Thyroid Monitoring*, tiré du *Journal canadien des techniques en radiation médicale*, vol. 25, n° 2, 1994.
35. CIPR, Publication 107 de la CIPR, *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations*, vol. 38, n° 3, 2008.

36. National Institute of Standards and Technology, Physical Measurement Laboratory 2015. Atomic Weights and Isotopic Compositions. (<http://www.nist.gov/pml/data/comp.cfm>)
37. SENES Consultants, *Evaluation of Default Annual Limit on Intake (ALI) for Yellowcake and Uranium Ore*, CNSC-RSP-0297, 2013.
38. Organisation internationale de normalisation (ISO) 16638-1, *Radioprotection – Contrôle et dosimétrie interne des éléments spécifiques – Partie 1 : Inhalation de composés d’uranium*, 2015.
39. CCSN, RSP-0165, *Uranium Intake – Dose Estimation Methods*, 2003.
40. CIPR, Publication 65 de la CIPR, *Protection Against Radon-222 at Home and at Work*, vol. 23, n° 2, 1993.
41. CIPR, Publication 60 de la CIPR, *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, vol. 21, n° 1-3, 1991.
42. CIPR, Publication 137 de la CIPR, *Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3*, Vol. 46, n° 3/4, 2017.

Renseignements supplémentaires

Les documents suivants ne sont pas mentionnés dans le présent document d'application de la réglementation, mais ils contiennent des renseignements qui pourraient être utiles aux lecteurs.

- Comité consultatif de la radioprotection, CCRP-17, *Rapport sur la dosimétrie externe professionnelle au Canada*, 1995.
- American National Standards Institute, ANSI/HPS N13.30-2011 (R2017), *Performance Criteria for Radiobioassay*, 2017.
- American National Standards Institute/Health Physics Society, ANSI/HPS N.13.4.1, *Criteria for Performing Multiple Dosimetry*, Washington, 1997.
- Becker, D. V., et coll., *Society of Nuclear Medicine Procedure Guideline for Thyroid Uptake Measurement*, Society of Nuclear Medicine, Version 2.0, Reston, Virginia, 1999.
- Birchall, A., M. Puncher, J. W. Marsh, K. Davis, M. R. Bailey, N. S. Jarvis, A. D. Peach, M. D. Dorrian et A. C. James, *IMBA Professional Plus : a flexible approach to internal dosimetry*, tiré de *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 125, n^{os} 1–4, pp. 194–197, 2007.
- Christensen, P., H. W. Julius et T. O. Marshall, *Implication of New CEC Recommendations for Individual Monitoring for External Radiation Doses to the Skin and the Extremities*, tiré de *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 39, pp. 91–94, Oxford, 1991.
- Faulkner, K. et R. M. Harrison, *Estimation of Effective Dose Equivalent to Staff in Diagnostic Radiology*, tiré de *Physics in Medicine and Biology*, n^o 33, Institute of Physics, Philadelphie, 1988.
- AIEA-TECDOC-869, *Assessment and treatment of external and internal radionuclide contamination*, Vienne, 1996.
- Kramer, G. H. et S. Yiu, *Examination of the Effect of Counting Geometry on I-125 Monitoring using MCNP*, tiré de *Health Physics*, vol. 72, n^o 3, 1997.
- National Council on Radiation Protection and Measurements, rapport n^o 122 du NCRP : *Use of Personal Monitors to Estimate Effective Dose Equivalent and Effective Dose to Workers for External Exposure to Low-LET Radiation*, Bethesda, Maryland, 1995
- Reece, W.D., R. Harty, L. W. Brackenbush et P. L. Roberson, NUREG/CR-4297, *Extremity Monitoring: Considerations for Use, Dosimeter Placement, and Evaluation*, Nuclear Regulatory Commission des États-Unis, Washington, 1985.
- Rosenstein, M., et E. W. Webster, *Effective dose to personnel wearing protective aprons during fluoroscopy and interventional radiology*, tiré de *Health Physics*, vol. 67, pp. 88-89, Philadelphie, 1994.

Séries de documents d'application de la réglementation de la CCSN

Les installations et activités du secteur nucléaire du Canada sont réglementées par la CCSN. En plus de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* et de ses règlements d'application, il pourrait y avoir des exigences en matière de conformité à d'autres outils de réglementation, comme les documents d'application de la réglementation ou les normes.

Les documents d'application de la réglementation de la CCSN sont classés en fonction des catégories et des séries suivantes :

1.0 Installations et activités réglementées

- | | | |
|-------|-----|--|
| Série | 1.1 | Installations de réacteurs |
| | 1.2 | Installations de catégorie IB |
| | 1.3 | Mines et usines de concentration d'uranium |
| | 1.4 | Installations de catégorie II |
| | 1.5 | Homologation de l'équipement réglementé |
| | 1.6 | Substances nucléaires et appareils à rayonnement |

2.0 Domaines de sûreté et de réglementation

- | | | |
|-------|------|---|
| Série | 2.1 | Système de gestion |
| | 2.2 | Gestion de la performance humaine |
| | 2.3 | Conduite de l'exploitation |
| | 2.4 | Analyse de la sûreté |
| | 2.5 | Conception matérielle |
| | 2.6 | Aptitude fonctionnelle |
| | 2.7 | Radioprotection |
| | 2.8 | Santé et sécurité classiques |
| | 2.9 | Protection de l'environnement |
| | 2.10 | Gestion des urgences et protection-incendie |
| | 2.11 | Gestions des déchets |
| | 2.12 | Sécurité |
| | 2.13 | Garanties et non-prolifération |
| | 2.14 | Emballage et transport |

3.0 Autres domaines de réglementation

- | | | |
|-------|-----|---|
| Série | 3.1 | Exigences relatives à la production de rapports |
| | 3.2 | Mobilisation du public et des Autochtones |
| | 3.3 | Garanties financières |
| | 3.4 | Séances de la Commission |
| | 3.5 | Processus et pratiques de la CCSN |
| | 3.6 | Glossaire de la CCSN |

Remarque : Les séries de documents d'application de la réglementation peuvent être ajustées périodiquement par la CCSN. Chaque série susmentionnée pourrait comprendre plusieurs documents d'application de la réglementation. Pour obtenir la plus récente [liste de documents d'application de la réglementation](#), veuillez consulter le [site Web de la CCSN](#).