

# COLLECTION NORMES DE SÛRETÉ DE L'IAEA

## Évaluation de l'exposition professionnelle due à l'incorporation de radionucléides

PARRAINÉ CONJOINTEMENT PAR  
L'AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE  
ET LE BUREAU INTERNATIONAL DU TRAVAIL



IAEA

## GUIDE DE SÛRETÉ

N° RS-G-1.2



**IAEA**

Agence internationale de l'énergie atomique

# PUBLICATIONS DE L'AIEA CONCERNANT LA SÛRETÉ

## NORMES DE SÛRETÉ

En vertu de l'article III de son Statut, l'AIEA a pour attributions d'établir des normes de sûreté pour la protection contre les rayonnements ionisants et de prendre des dispositions pour l'application de ces normes aux activités nucléaires pacifiques.

Les publications concernant la réglementation par lesquelles l'AIEA établit des normes et des mesures de sûreté paraissent dans la **collection Normes de sûreté de l'AIEA**. Cette collection couvre la sûreté nucléaire, la sûreté radiologique, la sûreté du transport et la sûreté des déchets, ainsi que la sûreté générale (c'est-à-dire intéressant plusieurs de ces quatre domaines), et comporte les catégories suivantes: **fondements de sûreté, prescriptions de sûreté et guides de sûreté**.

Les **fondements de sûreté** (lettrage bleu) présentent les objectifs, les notions et les principes fondamentaux de sûreté et de protection pour le développement et l'application de l'énergie nucléaire à des fins pacifiques.

Les **prescriptions de sûreté** (lettrage rouge) établissent les prescriptions qui doivent être respectées pour assurer la sûreté. Ces prescriptions, énoncées au présent de l'indicatif, sont régies par les objectifs et les principes présentés dans les fondements de sûreté.

Les **guides de sûreté** (lettrage vert) recommandent les mesures, conditions ou procédures permettant de respecter les prescriptions de sûreté. Les recommandations qu'ils contiennent sont énoncées au conditionnel pour indiquer qu'il est nécessaire de prendre les mesures recommandées ou des mesures équivalentes pour respecter les prescriptions.

Les normes de sûreté de l'AIEA n'ont pas force obligatoire pour les États Membres, mais ceux-ci peuvent, à leur discrétion, les adopter pour application, dans le cadre de leur réglementation nationale, à leurs propres activités. L'AIEA est tenue de les appliquer à ses propres opérations et les États doivent faire de même en ce qui concerne les activités pour lesquelles elle fournit une assistance.

Pour obtenir des renseignements sur le programme de normes de sûreté de l'AIEA (y compris sur les éditions dans d'autres langues que l'anglais), il convient de consulter le site Internet de l'AIEA à l'adresse suivante:

[www-ns.iaea.org/standards/](http://www-ns.iaea.org/standards/)

ou de s'adresser à la Section de la coordination en matière de sûreté, AIEA, B.P. 100, A-1400 Vienne (Autriche).

## AUTRES PUBLICATIONS CONCERNANT LA SÛRETÉ

En vertu de l'article III et du paragraphe C de l'article VIII de son Statut, l'AIEA favorise l'échange d'informations sur les activités nucléaires pacifiques et sert d'intermédiaire entre ses États Membres à cette fin.

Les rapports sur la sûreté et la protection dans le cadre des activités nucléaires sont publiés dans d'autres collections, en particulier la **collection Rapports de sûreté de l'AIEA**, à des fins d'information. Ces rapports peuvent décrire les bonnes pratiques, donner des exemples concrets et proposer des méthodes détaillées pour respecter les prescriptions de sûreté. Ils n'établissent pas de prescriptions et ne contiennent pas de recommandations.

Les autres collections contenant des publications concernant la sûreté sont les collections **INSAG, Documents techniques (TECDOC) et Cours de formation**, et, en anglais uniquement, les collections **Technical Reports Series, Radiological Assessment Reports Series, Provisional Safety Standards Series, IAEA Services Series, Computer Manual Series, Practical Radiation Safety Manuals et Practical Radiation Technical Manuals**. L'AIEA édite aussi des rapports sur les accidents radiologiques et d'autres publications spéciales.

ÉVALUATION DE  
L'EXPOSITION PROFESSIONNELLE  
DUE À L'INCORPORATION  
DE RADIONUCLÉIDES

Les États ci-après sont Membres de l'Agence internationale de l'énergie atomique:

AFGHANISTAN	GHANA	OUZBÉKISTAN
AFRIQUE DU SUD	GRÈCE	PAKISTAN
ALBANIE	GUATEMALA	PANAMA
ALGÉRIE	HAÏTI	PARAGUAY
ALLEMAGNE	HONDURAS	PAYS-BAS
ANGOLA	HONGRIE	PÉROU
ARABIE SAOUDITE	ILES MARSHALL	PHILIPPINES
ARGENTINE	INDE	POLOGNE
ARMÉNIE	INDONÉSIE	PORTUGAL
AUSTRALIE	IRAN, RÉP. ISLAMIQUE D'	QATAR
AUTRICHE	IRAQ	RÉPUBLIQUE ARABE SYRIENNE
AZERBAÏDJAN	IRLANDE	RÉPUBLIQUE CENTRAFRICAINE
BANGLADESH	ISLANDE	RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE
BÉLARUS	ISRAËL	DU CONGO
BELGIQUE	ITALIE	RÉPUBLIQUE DE MOLDOVA
BÉNIN	JAMAHIRIYA ARABE	RÉPUBLIQUE DOMINICAINE
BOLIVIE	LIBYENNE	RÉPUBLIQUE TCHÈQUE
BOSNIE-HERZÉGOVINE	JAMAÏQUE	RÉPUBLIQUE-UNIE DE TANZANIE
BOTSWANA	JAPON	ROUMANIE
BRÉSIL	JORDANIE	ROYAUME-UNI
BULGARIE	KAZAKHSTAN	DE GRANDE-BRETAGNE
BURKINA FASO	KENYA	ET D'IRLANDE DU NORD
CAMEROUN	KIRGHIZISTAN	SAINT-SIÈGE
CANADA	KOWEÏT	SÉNÉGAL
CHILI	LETTONIE	SERBIE ET MONTÉNÉGRO
CHINE	L'EX-RÉPUBLIQUE YOUGO-	SEYCHELLES
CHYPRE	SLAVE DE MACÉDOINE	SIERRA LEONE
COLOMBIE	LIBAN	SINGAPOUR
CORÉE, RÉPUBLIQUE DE	LIBÉRIA	SLOVAQUIE
COSTA RICA	LIECHTENSTEIN	SLOVÉNIE
CÔTE D'IVOIRE	LITUANIE	SOUDAN
CROATIE	LUXEMBOURG	SRI LANKA
CUBA	MADAGASCAR	SUÈDE
DANEMARK	MALAISIE	SUISSE
ÉGYPTE	MALI	TADJIKISTAN
EL SALVADOR	MALTE	THAÏLANDE
ÉMIRATS ARABES UNIS	MAROC	TUNISIE
ÉQUATEUR	MAURICE	TURQUIE
ÉRYTHRÉE	MEXIQUE	UKRAINE
ESPAGNE	MONACO	URUGUAY
ESTONIE	MONGOLIE	VENEZUELA
ÉTATS-UNIS	MYANMAR	VIETNAM
D'AMÉRIQUE	NAMIBIE	YÉMEN
ÉTHIOPIE	NICARAGUA	ZAMBIE
FÉDÉRATION DE RUSSIE	NIGER	ZIMBABWE
FINLANDE	NIGERIA	
FRANCE	NORVÈGE	
GABON	NOUVELLE-ZÉLANDE	
GÉORGIE	UGANDA	

Le Statut de l'Agence a été approuvé le 23 octobre 1956 par la Conférence sur le Statut de l'AIEA, tenue au Siège de l'Organisation des Nations Unies, à New York; il est entré en vigueur le 29 juillet 1957. L'Agence a son Siège à Vienne. Son principal objectif est «de hâter et d'accroître la contribution de l'énergie atomique à la paix, la santé et la prospérité dans le monde entier».

© AIEA, 2004

Pour obtenir l'autorisation de reproduire ou de traduire des passages de la présente publication, s'adresser par écrit à l'Agence internationale de l'énergie atomique, Wagramer Strasse 5, B.P. 100, A-1400 Vienne (Autriche).

Imprimé par l'AIEA en Autriche  
 Novembre 2004  
 STI/PUB/1077

COLLECTION NORMES DE SÛRETÉ N° RS-G-1.2

ÉVALUATION DE  
L'EXPOSITION  
PROFESSIONNELLE  
DUE À L'INCORPORATION  
DE RADIONUCLÉIDES

GUIDE DE SÛRETÉ

COPARRAINÉ PAR  
L'AGENCE INTERNATIONALE  
DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE  
ET LE BUREAU INTERNATIONAL DU TRAVAIL

AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE  
VIENNE, 2004

ÉVALUATION DE L'EXPOSITION PROFESSIONNELLE  
DUE À L'INCORPORATION DE RADIONUCLÉIDES  
AIEA, VIENNE, 2004  
STI/PUB/1077  
ISBN 92-0-202404-9  
ISSN 1020-5829

## **AVANT-PROPOS**

**par**  
**Mohamed ElBaradei**  
**Directeur général**

Une des fonctions statutaires de l'AIEA est d'établir ou d'adopter des normes de sûreté destinées à protéger la santé, les personnes et les biens dans le cadre du développement et de l'utilisation de l'énergie nucléaire à des fins pacifiques et de prendre des dispositions pour appliquer ces normes à ses propres opérations, ainsi qu'à celles pour lesquelles elle fournit une assistance et, à la demande des parties, aux opérations effectuées en vertu d'un accord bilatéral ou multilatéral ou, à la demande d'un État, à telle ou telle des activités de cet État dans le domaine de l'énergie nucléaire.

Les organes consultatifs ci-après supervisent l'élaboration des normes de sûreté: Commission consultative pour les normes de sûreté (ACSS), Comité consultatif pour les normes de sûreté nucléaire (NUSSAC), Comité consultatif pour les normes de sûreté radiologique (RASSAC), Comité consultatif pour les normes de sûreté relatives au transport (TRANSSAC) et Comité consultatif pour les normes de sûreté relatives aux déchets (WASSAC). Les États Membres sont largement représentés au sein de ces comités.

Afin que les normes de sûreté puissent faire l'objet du consensus le plus large possible, elles sont aussi soumises à tous les États Membres pour observations avant d'être approuvées par le Conseil des gouverneurs de l'AIEA (fondements de sûreté et prescriptions de sûreté) ou par le Comité des publications au nom du Directeur général (guides de sûreté).

Les normes de sûreté de l'AIEA n'ont pas force obligatoire pour les États Membres, mais ceux-ci peuvent, à leur discrétion, les adopter pour application, dans le cadre de leur réglementation nationale, à leurs propres activités. L'AIEA est tenue de les appliquer à ses propres opérations et à celles pour lesquelles elle fournit une assistance. Tout État souhaitant conclure un accord avec l'AIEA en vue d'obtenir son assistance pour le choix du site, la conception, la construction, la mise en service, l'exploitation ou le déclassement d'une installation nucléaire ou toute autre activité est tenu de se conformer aux parties des normes qui se rapportent aux activités couvertes par l'accord. Quoi qu'il en soit, il appartient toujours aux États de prendre les décisions finales et d'assumer les responsabilités juridiques dans le cadre d'une procédure d'autorisation.

Bien que les normes de sûreté établissent une base essentielle pour la sûreté, il est aussi parfois nécessaire d'incorporer des prescriptions plus

détaillées conformément à l'usage national. De surcroît, il y aura souvent des aspects particuliers qui devront être soumis, cas par cas, à l'appréciation de spécialistes.

La protection physique des produits fissiles et des matières radioactives, comme celle de la centrale nucléaire dans son ensemble, est mentionnée là où il convient, mais n'est pas traitée en détail; pour connaître les obligations des États à cet égard, il convient de se reporter aux instruments et aux publications pertinents élaborés sous les auspices de l'AIEA. Les aspects non radiologiques de la sécurité du travail et de la protection de l'environnement ne sont pas non plus explicitement examinés; il est admis que les États devraient se conformer aux obligations et aux engagements internationaux qu'ils ont contractés dans ce domaine.

Les prescriptions et recommandations présentées dans les normes de sûreté de l'AIEA peuvent n'être pas pleinement satisfaites par certaines installations anciennes. Il appartient à chaque État de statuer sur la manière dont les normes seront appliquées à ces installations.

Il convient d'attirer l'attention des États sur le fait que les normes de sûreté de l'AIEA, bien que n'étant pas juridiquement contraignantes, visent à faire en sorte que l'énergie nucléaire et les matières radioactives utilisées à des fins pacifiques le soient d'une manière qui permette aux États de s'acquitter des obligations qui leur incombent en vertu des principes du droit international et de règles recueillant l'assentiment général, tels que ceux qui concernent la protection de l'environnement. En vertu de l'un de ces principes, le territoire d'un État ne doit pas servir à des activités qui portent préjudice à un autre État. Les États sont donc tenus de faire preuve de prudence et d'observer des normes de précaution.

Comme toute autre activité, les activités nucléaires civiles menées sous la juridiction des États sont soumises aux obligations que les États contractent au titre de conventions internationales, en sus des principes du droit international généralement acceptés. Les États sont censés adopter au niveau national les lois (et la réglementation), ainsi que les normes et mesures dont ils peuvent avoir besoin pour s'acquitter efficacement de toutes leurs obligations internationales.



## PRÉFACE

L'exposition professionnelle aux rayonnements ionisants peut survenir dans de nombreux secteurs d'activité, centres médicaux, établissements d'enseignement et de recherche, et installations du cycle du combustible nucléaire. Une protection adéquate des travailleurs vis-à-vis des rayonnements ionisants est essentielle à l'utilisation sûre et acceptable des rayonnements, des matières radioactives et de l'énergie nucléaire.

En 1996 et 1997, l'Agence a publié un fondement de sûreté sur la radioprotection et la sûreté des sources de rayonnements (AIEA, collection Sécurité n° 120) et les Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements (AIEA, collection Sécurité n° 115), tous deux coparrainés par l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire, l'AIEA, l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, l'Organisation internationale du Travail, l'Organisation mondiale de la santé et, l'Organisation panaméricaine de la santé. Ces publications présentent, respectivement, les objectifs et les principes de sûreté relatifs aux rayonnements ionisants et les exigences auxquelles il faut satisfaire pour appliquer les principes et atteindre les objectifs.

L'établissement des exigences de sûreté et de guides pour la protection des travailleurs contre les rayonnements ionisants est une composante majeure de l'assistance pour la sûreté relative aux rayonnements ionisants fournie par l'AIEA à ses États Membres. L'objectif du programme de protection des travailleurs de l'AIEA est de promouvoir une approche internationalement harmonisée de l'optimisation de la radioprotection des travailleurs, via le développement et l'application des directives sur la limitation des expositions aux rayonnements ionisants et l'application des techniques actuelles de radioprotection sur le lieu de travail.

Des conseils sur la façon de satisfaire aux exigences des Normes fondamentales internationales pour la protection des travailleurs sont fournis dans trois guides de sûreté interdépendants, un donnant les conseils généraux sur l'élaboration de programmes de radioprotection des travailleurs et deux donnant des conseils plus détaillés sur le contrôle radiologique et l'évaluation de l'exposition des travailleurs due respectivement aux sources externes de rayonnement et à l'incorporation de radionucléides. L'ensemble de ces guides de sûreté reflète les principes actuels internationalement acceptés et les pratiques recommandées pour la radioprotection des travailleurs, compte tenu des changements majeurs intervenus ces dix dernières années.

Les trois guides de sûreté sur la radioprotection des travailleurs sont parrainés conjointement par l'AIEA et le Bureau international du Travail.

Le présent guide de sûreté concerne l'évaluation de l'exposition due à l'incorporation de radionucléides sur le lieu de travail. De telles incorporations peuvent se produire via de nombreuses voies à chaque fois que des sources non scellées sont présentes, et le contrôle radiologique des travailleurs et du lieu de travail dans ces cas-là fait partie intégrante de tout programme de radioprotection professionnelle. L'évaluation de l'exposition due à des incorporations dépend essentiellement de la connaissance de la biocinétique des radionucléides et le présent guide de sûreté reflète les changements principaux intervenus ces dix dernières années dans les pratiques internationales concernant l'évaluation des doses internes.

#### NOTE DE L'ÉDITEUR

*Lorsqu'une norme comporte un appendice, ce dernier est réputé faire partie intégrante de cette norme et avoir le même statut que celle-ci. En revanche, les annexes, notes infrapaginales et bibliographies ont pour objet de donner des précisions ou des exemples concrets qui peuvent être utiles au lecteur.*

*Le présent a été employé pour énoncer des prescriptions, des responsabilités et des obligations. Le conditionnel sert à énoncer des recommandations concernant une option souhaitable.*

*La version anglaise du texte est celle qui fait autorité. La présente traduction a été établie sous les auspices de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN, France).*

# TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	
	Généralités (1.1–1.4) .....	1
	Objectif (1.5) .....	2
	Champ d'application (1.6–1.8) .....	2
	Structure (1.9–1.10) .....	2
2.	GRANDEURS UTILISÉES EN DOSIMÉTRIE (2.1–2.9) .....	3
3.	PROGRAMME DE CONTRÔLE RADIOLOGIQUE .....	6
	Objectif général (3.1–3.2) .....	6
	Évaluation des doses individuelles (3.3–3.44) .....	6
	Évaluation à la suite d'accidents ou d'incidents (3.45–3.55) .....	19
4.	MÉTHODES DIRECTES .....	23
	Introduction (4.1–4.2) .....	23
	Géométries des mesure (4.3–4.5) .....	23
	Méthodes de détection (4.6–4.10) .....	25
	Procédures de mesure (4.11–4.13) .....	26
5.	MÉTHODES INDIRECTES .....	28
	Introduction (5.1–5.2) .....	28
	Échantillons biologiques (5.3–5.14) .....	28
	Échantillons physiques (5.15–5.21) .....	31
	Manipulation des échantillons (5.22–5.26) .....	33
	Méthodes d'analyse (5.27–5.33) .....	34
6.	MODÈLES BIOCINÉTIQUES DE DOSIMÉTRIE INTERNE .....	36
	Introduction (6.1–6.6) .....	36
	Modèles pour les différentes voies d'entrée (6.7–6.22) .....	39
	Activité systémique (6.23–6.25) .....	45
	Excrétats (6.26–6.27) .....	50
	Coefficients de dose (6.28–6.29) .....	50

Évaluations spécifiques du lieu de travail (6.30–6.31) .....	51
7. INTERPRÉTATION DES MESURES .....	51
Introduction (7.1–7.4) .....	51
Exemple d'évaluation de dose pour une incorporation de <sup>131</sup> I (7.5–7.17) .....	54
Incertitudes sur les évaluations de dose (7.18–7.23) .....	58
Coefficients de dose et limites dérivées de concentration dans l'air (7.24) .....	60
8. TENUE ET COMMUNICATION DES DOSSIERS DE SUIVI DOSIMÉTRIQUE .....	60
Généralités (8.1–8.2) .....	60
Tenue de dossiers pour le contrôle radiologique individuel (8.3–8.4) .....	61
Tenue de dossiers pour le contrôle radiologique du lieu de travail (8.5–8.6) .....	62
Communication des informations à la direction (8.7–8.8) .....	62
9. ASSURANCE DE LA QUALITÉ .....	63
Introduction (9.1) .....	63
Mise en oeuvre et gestion (9.2–9.12) .....	63
Évaluation des performances (9.13–9.17) .....	66
Sous-traitance d'un service de contrôle radiologique (9.18) .....	67
APPENDICE I: SUGGESTION DE CRITÈRES POUR LE CONTRÔLE RADIOLOGIQUE INDIVIDUEL .....	69
APPENDICE II: LIMITES DE DÉTECTION POUR LES MÉTHODES DE MESURE .....	73
RÉFÉRENCES .....	77
ANNEXE : DONNÉES DE BASE .....	81
DÉFINITIONS .....	89
PERSONNES AYANT COLLABORÉ À LA RÉDACTION ET À L'EXAMEN .....	93
ORGANES CONSULTATIFS POUR L'APPROBATION DES NORMES DE SÛRETÉ .....	95

# 1. INTRODUCTION

## GÉNÉRALITÉS

1.1. L'exposition professionnelle due aux substances radioactives peut résulter de diverses activités humaines. Celles-ci incluent le travail associé aux différentes étapes du cycle du combustible nucléaire, l'utilisation de sources radioactives en médecine, pour la recherche scientifique, pour l'agriculture et l'industrie, et les activités qui impliquent la manipulation de substances contenant des concentrations accrues de radionucléides naturels. Pour contrôler cette exposition, il est nécessaire de pouvoir évaluer l'importance des doses concernées.

1.2. La publication de la catégorie Fondements de la sûreté de l'AIEA intitulée «Radiation Protection and the Safety of Radiation Sources» [1] présente les objectifs, concepts et principes de la radioprotection et de la sûreté. Les exigences conçues pour atteindre ces objectifs et appliquer les principes spécifiés dans les Fondements de la sûreté, y compris les exigences pour la protection des travailleurs exposés à des sources de rayonnement, sont établies dans les Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements (Normes fondamentales internationales ou NFI), coparrainées par l'AIEA et cinq autres organisations internationales [2].

1.3. Trois guides de sûreté, préparés conjointement par l'AIEA et le Bureau international du Travail (BIT), fournissent des conseils sur l'application de ces exigences des Normes fondamentales internationales en ce qui concerne l'exposition professionnelle. La réf. [3] donne des conseils généraux sur les conditions d'exposition pour lesquelles des programmes de contrôle radiologique devraient être mis en place afin d'évaluer les doses d'irradiation provenant de rayonnements externes et de l'incorporation de radionucléides par les travailleurs. Des conseils plus spécifiques sur l'évaluation des doses provenant de sources de rayonnements externes sont donnés par la réf. [4] et le présent guide de sûreté traite de l'incorporation de substances radioactives.

1.4. Des recommandations relatives à la radioprotection professionnelle ont également été établies par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) [5]. Celles-ci ainsi que d'autres recommandations de la CIPR [6] ont été prises en compte lors de la préparation du présent guide de sûreté.

## OBJECTIF

1.5. L'objectif du présent guide de sûreté est de prodiguer des conseils aux organismes de réglementation sur la conduite des évaluations d'incorporation de substances radioactives provenant d'une exposition professionnelle. Il sera aussi utile à ceux qui sont concernés par la planification, la gestion et l'exploitation de programmes de contrôle radiologique professionnel et à ceux qui participent à la conception de l'équipement utilisé pour la dosimétrie interne et le contrôle radiologique du lieu de travail.

## CHAMP D'APPLICATION

1.6. Le guide présente les principales considérations concernant le contrôle radiologique des expositions internes dans des situations courantes ou en cas d'accident, à l'aide de méthodes directes et indirectes. Il présente également le contrôle radiologique des niveaux de radionucléides dans l'environnement de travail en tant que base pour l'évaluation des incorporations. Les modèles biocinétiques et dosimétriques nécessaires pour des estimations plus spécifiques des doses pour les individus, à utiliser en cas d'accident ou d'incident ou lorsque les opérations peuvent entraîner des doses s'approchant des limites réglementaires, sont également présentés.

1.7. Le guide ne couvre pas l'exposition médicale des patients ou l'exposition des personnes du public; il ne fournit pas non plus de conseils spécifiques sur le contrôle radiologique des travailleurs dans le domaine de l'extraction et du traitement de minerais.

1.8. Des détails techniques et des conseils sur l'évaluation de la contamination interne à l'aide de méthodes directes ont été publiés par l'AIEA [7]. Des conseils pratiques sur l'utilisation de méthodes indirectes ainsi que l'interprétation des mesures en termes de quantité de substance radioactive introduite dans l'organisme et les doses de rayonnement associées seront donnés dans de futures publications de l'AIEA.

## STRUCTURE

1.9. Les grandeurs principales en dosimétrie et les grandeurs opérationnelles dérivées utilisées en radioprotection qui se rapportent à l'évaluation des doses provenant de l'incorporation de radionucléides sont récapitulées dans la section 2. La section 3 traite des principes mis en jeu dans l'élaboration des programmes de contrôle radiologique et de la nécessité du contrôle radiologique des

individus ou de la zone. La sélection des individus et le choix de méthodes directes ou indirectes pour l'évaluation de l'étendue d'une contamination interne dans des situations normales ou accidentelles sont également examinés dans la section 3. Les méthodes qui ont été développées pour l'évaluation directe de la quantité de radionucléides dans l'organisme ou dans des tissus/organes par le comptage externe des émissions de photons émanant de l'organisme sont examinées dans la section 4. L'utilisation de méthodes indirectes à partir d'échantillons physiques ou biologiques pour évaluer la quantité d'un radionucléide dans l'organisme ou pour savoir si une incorporation s'est produite est étudiée dans la section 5. Les modèles servant à décrire le comportement des radionucléides dans l'organisme sont résumés dans la section 6. Leur application pour calculer les niveaux de radionucléides dans l'organisme et donc les doses de rayonnement à partir de mesures effectuées à l'aide de méthodes directes ou indirectes est illustrée dans la section 7. Les exigences relatives à la conservation des dossiers, aux mesures faites sur les individus et provenant du contrôle radiologique de zone sont étudiées dans la section 8. Enfin, des conseils sur les procédures d'assurance de la qualité sont fournis dans la section 9.

1.10. Deux appendices et une annexe fournissent des informations supplémentaires. L'appendice I propose une suggestion de critères pour déterminer si un contrôle radiologique individuel est nécessaire. L'appendice II définit les procédures de calcul des limites de détection pour les méthodes de mesure. L'annexe fournit, pour référence, des données de base correspondant à l'évaluation de l'exposition professionnelle due à l'incorporation de radionucléides, à savoir les facteurs de pondération tissulaire et les coefficients de dose (doses engagées par unité d'incorporation) et les limites dérivées de concentration dans l'air (LDCA) pour des formes chimiques sélectionnées de certains radionucléides courants.

## **2. GRANDEURS UTILISÉES EN DOSIMÉTRIE**

2.1. Les grandeurs adoptées dans les NFI pour exprimer les doses reçues dues à l'incorporation de radionucléides à des fins de protection radiologique sont la dose effective  $E$  et la dose équivalente  $H_T$  dans un tissu ou un organe  $T$ . Ces grandeurs sont traitées brièvement dans le guide de sûreté connexe [3] et sont définies de manière formelle dans les NFI [2]. La grandeur d'importance majeure pour l'évaluation de la dose interne est l'incorporation, qui est définie

ici comme l'activité d'un radionucléide introduit dans l'organisme<sup>1</sup>. Le coefficient de dose (dose effective engagée par unité d'incorporation) pour un radionucléide  $j$  – par ingestion,  $e(g)_{j,ing}$ , ou par inhalation,  $e(g)_{j,inh}$ , selon le cas – est utilisé pour déterminer la dose effective engagée à partir d'une incorporation estimée. Pour l'exposition professionnelle, toutes les personnes exposées sont adultes et, de ce fait, la période sur laquelle la dose effective engagée est évaluée est de 50 ans, quel que soit l'âge au moment de l'incorporation.

2.2. Les doses internes ne peuvent pas être mesurées directement; elles peuvent seulement se déduire de quantités mesurées comme la quantité d'activité de l'organisme, les quantités de substances radioactives rejetées dans les excréments et les concentrations de substances radioactives dans l'air. La section 7 donne un exemple de l'évaluation de doses à partir de telles mesures.

2.3. Dans des cas d'exposition due à un radionucléide unique par inhalation ou ingestion, sans exposition externe, la limite pour l'incorporation  $I_{j,L}$  correspondant à la limite applicable  $L$  pour la dose effective est donnée par:

$$I_{j,L} = \frac{L}{e(g)_j}$$

où  $e(g)_j$  est la valeur correspondante de la dose effective engagée par unité d'incorporation. Lorsqu'il existe une exposition due à un ensemble de radionucléides et/ou une exposition externe, la dose effective totale devra être calculée. Les exigences et les conseils relatifs à l'évaluation de dose dans ces circonstances sont donnés dans les NFI [2] et dans la réf. [3].

2.4. Les valeurs de la dose effective engagée par unité d'incorporation par ingestion ou par inhalation pour une exposition professionnelle sont données dans le tableau II–III des NFI [2] (sauf pour les produits de filiation du radon et du thoron). Les valeurs pour les radionucléides sélectionnés sont reproduites dans le tableau A–1 de l'annexe au présent guide de sûreté.

2.5. Les limites pour l'incorporation et l'exposition relatives aux produits de filiation du radon et du thoron sont données dans le tableau II–I des NFI [2] et résumées dans le guide de sûreté connexe [3].

---

<sup>1</sup> L'incorporation est définie dans les NFI comme étant le «processus d'introduction de radionucléides dans l'organisme par inhalation ou ingestion ou à travers la peau». Dans le présent guide de sûreté, le terme incorporation est utilisé dans ce sens descriptif et dans le sens plus spécifique décrit dans le texte.



2.6. La fraction d'une incorporation qui reste dans l'organisme (pour les méthodes directes) ou qui est excrétée de l'organisme (pour les méthodes indirectes) au temps  $t$  après une incorporation peut être désignée par  $m(t)$  [8, 9]. Cette fraction dépend du radionucléide, de sa forme chimique et physique et des voies d'incorporation, ainsi que de  $t$ . Pour estimer l'incorporation pour l'évaluation de dose, la quantité contenue dans l'organisme ou le taux d'excrétion doivent être divisés par la valeur appropriée de  $m(t)$  (voir section 7). La dose engagée peut être sérieusement sous-estimée si le coefficient de dose  $e(g)_j$  est appliqué directement à la quantité contenue dans l'organisme mesurée plutôt qu'à l'incorporation déduite de l'estimation ci-dessus.

2.7. Le potentiel d'inhalation de radionucléides devrait être évalué lorsque cela est nécessaire en mesurant les niveaux d'activité dans les échantillons d'air. La limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA, exprimée en Bq/m<sup>3</sup>) est définie comme étant l'activité volumique dans l'air qui entraînerait une incorporation de  $I_{j,inh,L}$  par un travailleur exposé en continu pendant un an (soit 2 000 heures de travail). Pour un rythme de respiration normal de 1,2 m<sup>3</sup>/h, la LDCA serait donc donnée par:

$$LDCA = \frac{I_{j,inh,L}}{2000 \times 1,2}$$

2.8. Par exemple, pour l'inhalation par un travailleur de <sup>137</sup>Cs sous forme d'aérosol avec un diamètre aérodynamique médian d'activité (DAMA) de 5 μm,  $e(g)_{j,inh}$  est égal à  $6,7 \times 10^{-9}$  Sv/Bq. Si l'on suppose que  $L$  est la limite de dose professionnelle de 20 mSv/a (0,02 Sv/a) [3], alors:

$$I_{j,inh,L} = \frac{0,02}{6,7 \times 10^{-9}} = 3 \times 10^6 \text{ Bq}$$

et

$$LDCA = \frac{3 \times 10^6}{2000 \times 1,2} = 1,3 \times 10^3 \text{ Bq/m}^3$$

En pratique, la LDCA sera arrondie à  $1 \times 10^3$  Bq/m<sup>3</sup>. Le tableau A-2 de l'annexe donne des exemples de valeurs de la LDCA.

2.9. L'activité volumique en suspension dans l'air mesurée, exprimée sous forme d'une fraction de la LDCA, peut être multipliée par le temps d'exposition en heures pour obtenir une estimation de l'incorporation exprimée en LDCA × h. Par définition, 2 000 LDCA × h correspond à une incorporation de  $I_{j,inh,L}$ .

### **3. PROGRAMME DE CONTRÔLE RADIOLOGIQUE**

#### **OBJECTIF GÉNÉRAL**

3.1. L'objectif général des programmes de contrôle radiologique opérationnel est l'évaluation des conditions du lieu de travail et des expositions individuelles. L'évaluation des doses des travailleurs exposés couramment ou potentiellement aux rayonnements via l'incorporation de substances radioactives fait partie intégrante de tout programme de radioprotection et aide à garantir des conditions radiologiques suffisamment sûres et satisfaisantes sur le lieu de travail.

3.2. Les mesures pour satisfaire aux exigences générales de radioprotection des travailleurs sont décrites dans le guide de sûreté connexe sur l'application des principes de radioprotection professionnelle [3]. Les aspects spécifiques du contrôle radiologique qui se rapportent à l'exposition due à l'incorporation de substances radioactives sont décrits ci-dessous.

#### **ÉVALUATION DES DOSES INDIVIDUELLES**

3.3. Les méthodes classiques de contrôle radiologique individuel pour les incorporations sont l'activité globale de l'organisme (anthropogammamétrie), l'activité des organes (comme le contrôle radiologique de la thyroïde ou des poumons) et l'analyse d'échantillons d'excrétions. L'échantillonnage de l'air inhalé à l'aide d'analyseurs d'air individuels est également utilisé.

3.4. Dans de nombreux cas concernant l'exposition due aux radionucléides, le contrôle radiologique du lieu de travail sera nécessaire. Des procédures de contrôle radiologique peuvent être mises en place pour prouver que les conditions de travail sont satisfaisantes ou dans les cas où le contrôle radiologique individuel est incapable de fournir une protection adéquate du travailleur. Un tel contrôle radiologique du lieu de travail peut également être souhaitable lorsque les niveaux de contamination sont faibles, par exemple dans un laboratoire de recherche utilisant de petites quantités de traceurs radioactifs.

3.5. Le contrôle radiologique pour l'estimation des doses résultant de l'incorporation de radionucléides peut inclure une ou plusieurs des techniques suivantes:

- (a) Mesures séquentielles des radionucléides dans tout l'organisme ou dans des organes spécifiques;
- (b) Mesures des radionucléides dans des échantillons biologiques comme les excréta ou l'air expiré;
- (c) Mesure des radionucléides sur des échantillons physiques comme des filtres de prélèvements d'air fixes ou individuels ou des frottis superficiels.

Les mesures peuvent être utilisées pour calculer l'incorporation d'un radionucléide, qui, multipliée par le coefficient de dose approprié, conduit à une estimation de la dose effective engagée. Les coefficients de dose pour un large éventail de radionucléides sont donnés dans les NFI [2] et ceux relatifs à des radionucléides sélectionnés sont repris dans le tableau A-1 de l'annexe. Dans certaines circonstances, les résultats d'une mesure directe peuvent être utilisés pour calculer les débits de dose pour l'organisme tout entier ou pour des organes spécifiques.

### **Nécessité du contrôle radiologique**

3.6. La désignation des zones en tant que zones contrôlées ou surveillées et la nécessité d'un contrôle radiologique individuel seront déterminées à partir de la connaissance des conditions du lieu de travail et des risques d'exposition du travailleur. En général, la décision d'appliquer à un travailleur un programme de contrôle radiologique de l'exposition interne devrait être basée sur la probabilité pour l'individu de subir une incorporation de substances radioactives dépassant un niveau prédéterminé. Des conseils sur la désignation de zones contrôlées ou surveillées sont donnés dans le guide de sûreté connexe [3]. Si des procédures opérationnelles sont mises en place pour éviter ou réduire la possibilité d'incorporation, une zone contrôlée est, en général, nécessaire [3].

3.7. Cette nécessité d'un contrôle de zone ou d'un contrôle radiologique individuel pour l'exposition interne dépendra de la quantité de substances radioactives présentes et des radionucléides concernés, de la forme physique et chimique des substances radioactives, du type de confinement utilisé, des opérations effectuées et des conditions générales de travail. Par exemple, les travailleurs manipulant des sources scellées, ou des sources non scellées dans une enceinte de confinement fiable, peuvent avoir besoin d'être contrôlés pour l'exposition externe, mais pas nécessairement pour l'exposition interne. Au contraire, les travailleurs manipulant des radionucléides comme le tritium, les isotopes  $^{125}\text{I}$  ou  $^{239}\text{Pu}$  peuvent nécessiter un contrôle radiologique pour l'exposition interne, mais pas pour l'exposition externe.

3.8. Il peut être difficile de déterminer si le contrôle radiologique d'un travailleur pour l'incorporation de substances radioactives est nécessaire. Un tel contrôle ne devrait être couramment utilisé que pour les travailleurs employés dans des zones qui sont contrôlées spécifiquement en relation avec le contrôle de contamination et dans lesquelles il y a des raisons de penser que des incorporations importantes peuvent se produire. Si l'expérience montre qu'il est improbable que des doses effectives engagées provenant d'incorporations annuelles de radionucléides lors d'expositions professionnelles dépasseront 1 mSv, alors le contrôle radiologique individuel peut être inutile, mais le contrôle radiologique du lieu de travail devrait être effectué.

3.9. Parmi les exemples de situations pour lesquelles l'expérience a montré qu'il est nécessaire d'envisager un contrôle radiologique individuel systématique pour l'exposition interne, on peut citer les exemples suivants:

- (a) Manipulation de grandes quantités de substances gazeuses ou volatiles, par exemple le tritium et ses composés, dans les installations de production à grande échelle, dans les réacteurs à eau lourde et dans la production de matières luminescentes;
- (b) Traitement du plutonium et autres éléments transuraniens;
- (c) Extraction ou traitement de minerais de thorium et utilisation du thorium et de ses composés (qui peuvent entraîner une exposition interne due aux poussières radioactives et au thoron ( $^{220}\text{Rn}$ ) et ses produits de filiation);
- (d) Extraction, traitement et raffinage de minerais d'uranium à haute teneur;
- (e) Traitement d'uranium naturel et légèrement enrichi, et fabrication de combustible nucléaire;
- (f) Production importante de radio-isotopes;
- (g) Travail dans des mines et autres lieux de travail où le niveau de radon dépasse un niveau d'action spécifié;
- (h) Manipulation de grandes quantités de produits pharmaceutiques radioactifs comme  $^{131}\text{I}$  pour la thérapie;
- (i) Maintenance de réacteurs, qui peut conduire à une exposition due aux produits de fission ou d'activation.

3.10. Pour certains radionucléides, le contrôle radiologique individuel peut ne pas être faisable à cause du type de rayonnement émis et de la sensibilité de détection des méthodes de contrôle radiologique, et il faudra alors faire appel au contrôle du lieu de travail. Au contraire, pour d'autres radionucléides comme le tritium, le contrôle radiologique individuel peut être plus sensible que le contrôle radiologique du lieu de travail.

3.11. Dans le cas de nouvelles opérations, le contrôle radiologique individuel a de fortes chances d'être nécessaire et devrait être envisagé. Au fur et à mesure que l'expérience sur le lieu de travail s'accumule, la nécessité d'un contrôle radiologique individuel devrait être réévaluée. Le contrôle du lieu de travail peut parfois être considéré comme suffisant du point de vue de la radioprotection.

3.12. Des conseils et des exemples de critères permettant de déterminer si un contrôle radiologique individuel est nécessaire sont donnés dans l'appendice I.

### **Conception d'un programme de contrôle radiologique courant**

3.13. Un contrôle radiologique courant de l'exposition interne est un contrôle effectué suivant un calendrier fixé et destiné à des travailleurs sélectionnés. Le contrôle radiologique de l'exposition interne possède des limitations qui devraient être prises en compte lors de la conception d'un programme de contrôle radiologique adéquat.

3.14. Premièrement, le contrôle radiologique ne mesure pas directement la dose effective engagée pour l'individu. Des modèles biocinétiques sont nécessaires pour faire correspondre le niveau d'activité dans un échantillon d'excrétats avec celui existant dans l'organisme au moment de la prise d'échantillon, pour faire correspondre la quantité présente dans l'organisme au moment de la prise d'échantillon avec l'incorporation d'origine et pour calculer la dose effective engagée à partir de l'incorporation estimée.

3.15. Deuxièmement, les mesures peuvent être sujettes à des interférences de la part des autres radionucléides présents dans l'organisme, comme le  $^{40}\text{K}$  présent naturellement, le  $^{137}\text{Cs}$  provenant des retombées radioactives générales et l'uranium présent naturellement dans le régime alimentaire ou les produits pharmaceutiques radioactifs administrés à des fins de diagnostic ou à des fins thérapeutiques. Il est, de ce fait, important de déterminer la quantité, contenue dans l'organisme, de radionucléides naturels et de radionucléides artificiels provenant d'incorporations précédentes. Ceci est particulièrement important lorsque les incorporations non professionnelles sont élevées, par exemple dans des zones minières où l'exposition due au radon est supérieure à la moyenne. Tous les travailleurs devraient faire l'objet d'examens radiotoxicologiques avant de commencer à travailler avec des substances radioactives, afin de déterminer le niveau du «bruit de fond».

3.16. Les produits radiopharmaceutiques peuvent interférer avec les examens radiotoxicologiques un certain temps après leur administration, en fonction des

propriétés de l'agent administré et des radionucléides présents sur le lieu de travail. Les travailleurs devraient avoir comme consigne de faire part de toute administration de produits radiopharmaceutiques à leurs superviseurs afin que l'on puisse déterminer si un contrôle d'exposition interne adéquat peut être effectué ou pas.

3.17. Troisièmement, les résultats d'un programme de contrôle radiologique individuel pour l'estimation d'incorporations chroniques peuvent dépendre du moment où est effectué ce contrôle. Pour certains radionucléides ayant une libération précoce importante dans les excréments, il peut y avoir de grandes différences entre les mesures effectuées avant et après le week-end. Ces cas devraient être examinés individuellement si une exposition chronique est possible [8–10]. De plus, pour les radionucléides possédant une longue période effective, la quantité présente dans l'organisme et la quantité excrétée dépendent du nombre d'années d'exposition du travailleur et augmenteront avec ce nombre d'années. En général, l'activité cumulée provenant des incorporations des années précédentes devrait être prise comme élément du bruit de fond pour l'année en cours.

3.18. Enfin, les méthodes analytiques utilisées pour le contrôle radiologique individuel ne possèdent parfois pas la sensibilité adéquate pour détecter les niveaux d'activité intéressants (voir appendice II). Si le contrôle radiologique individuel n'est pas réalisable, alors un système de contrôle radiologique du personnel et du lieu de travail devrait être employé pour déterminer, dans la mesure du possible, les quantités de radionucléides qui peuvent avoir été absorbées par un individu. Des analyseurs d'air fixes (statiques) ou des analyseurs d'air individuels peuvent être utilisés pour déterminer la concentration de la substance radioactive en suspension dans l'air qui, à partir des hypothèses standard ou spécifiques au site relatives à la forme physico-chimique de la matière, au rythme de respiration et à la durée d'exposition du travailleur, permettra d'estimer les incorporations par inhalation. De la même manière, le contrôle radiologique de surface peut être utilisé pour déterminer le potentiel d'incorporation ou la nécessité d'un contrôle radiologique de zone plus détaillé, mais les modèles servant à l'estimation des incorporations à partir de la contamination de surface sont particulièrement incertains.

3.19. L'exposition due au radon est un problème de premier plan dans les mines souterraines, dans les bâtiments construits avec des matériaux contenant d'importants niveaux de radium, dans les bureaux, usines et autres installations possédant des niveaux élevés d'uranium dans le sol et dans les bâtiments où de grandes quantités d'eau souterraine sont traitées. En 1993, la CIPR a publié des

recommandations sur la protection contre le  $^{222}\text{Rn}$  au domicile et au travail [11]. Le numéro 26 de la collection Sécurité [12] traite de la radioprotection dans le cas de l'extraction et du traitement des minerais radioactifs.

### Méthodes de mesure

3.20. Les incorporations de radionucléides peuvent être déterminées par des méthodes de mesure directes ou indirectes. Les mesures directes de photons gamma ou de rayons X (y compris le rayonnement de freinage) émis par les radionucléides déposés intérieurement sont souvent désignées sous le nom de mesure de l'activité du corps, mesure de la radioactivité du corps entier ou anthroporadiamétrie. Les mesures indirectes sont des mesures de l'activité dans des échantillons qui peuvent être soit biologiques (par exemple, des excréta) ou physiques (filtres à air, par exemple). Chaque type de mesure a ses avantages et ses inconvénients et la sélection de l'un ou de l'autre dépend en grande partie de la nature du rayonnement à mesurer. Les méthodes directes ne sont utiles que pour les radionucléides qui émettent des photons d'énergie suffisante et en nombre suffisant pour s'échapper du corps et être mesurés par un détecteur externe. Beaucoup de produits de fission et d'activation tombent dans cette catégorie. Les radionucléides incorporés qui n'émettent pas de photons énergétiques (par exemple,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ) peuvent habituellement n'être mesurés que par des méthodes indirectes. Toutefois, certains émetteurs bêta, spécialement ceux possédant des émissions de forte énergie comme le  $^{32}\text{P}$  ou le  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ , peuvent parfois être mesurés «directement» via le rayonnement de freinage produit. De telles mesures du rayonnement de freinage, étant donné leurs activités minimales détectables relativement élevées (voir appendice II), ne sont généralement pas utilisées pour le contrôle radiologique courant.

3.21. Les mesures directes, lorsqu'elles sont réalisables, offrent l'avantage d'une estimation rapide et pratique de l'activité de l'organisme ou d'une partie définie de l'organisme au moment de la mesure; lorsque sa sensibilité est suffisante, pour  $^{131}\text{I}$  et  $^{137}\text{Cs}$  par exemple, une mesure directe du corps ou de l'organe est, de ce fait, préférable. Les mesures du corps tout entier ou d'organes individuels sont moins dépendantes des modèles biocinétiques que les mesures de contrôle radiologique indirectes, mais elles souffrent de plus grandes incertitudes d'étalonnage, spécialement pour les émetteurs de photons de basse énergie. Les mesures directes peuvent nécessiter que le travailleur soit retiré du travail impliquant une exposition aux rayonnements pendant la période au cours de laquelle les caractéristiques de rétention sont mesurées, et requièrent habituellement des équipements et des installations bien blindés (et donc coûteux).

3.22. Les mesures directes sont utiles pour les déterminations qualitatives et quantitatives de radionucléides dans un mélange qui peut avoir été inhalé, ingéré ou injecté. De plus, les mesures directes peuvent aider à identifier le mode d'incorporation en déterminant la répartition de l'activité dans l'organisme [13, 14]. Les mesures séquentielles, lorsqu'elles sont réalisables, peuvent mettre en évidence la redistribution de l'activité et donner des informations sur la rétention totale de l'organisme et sur le comportement biocinétique des radionucléides dans l'organisme.

3.23. Les mesures indirectes interfèrent généralement moins avec les tâches du travailleur, mais nécessitent l'accès à un laboratoire d'analyses radiochimiques; un tel laboratoire peut également être utilisé pour mesurer les échantillons environnementaux, mais les mesures de hauts niveaux (par exemple la composition chimique de l'eau d'un réacteur) et de niveaux faibles (par exemple, les examens radiotoxicologiques ou les échantillons environnementaux) devraient être effectuées dans des laboratoires séparés. Les mesures des excréats déterminent le taux d'élimination de substances radioactives par l'organisme par une voie spécifique et doivent être reliées à la quantité présente dans l'organisme et à l'incorporation par un modèle biocinétique. Étant donné la capacité des analyses radiochimiques de détecter de faibles niveaux d'activité, les mesures des excréats donnent généralement une détection sensible de l'activité dans l'organisme.

3.24. Les mesures d'échantillons d'air peuvent être difficiles à interpréter car elles sont relatives à la concentration de radionucléides dans l'air à l'emplacement du système de prélèvement, pas nécessairement dans la zone de respiration du travailleur. Toutefois, un analyseur d'air individuel placé sur le revers ou sur le casque de protection du travailleur peut collecter un échantillon représentatif de l'activité volumique dans l'air que le travailleur a inhalé, sauf dans les cas où l'échantillon ne comporte que quelques particules. Les mesures de concentration dans l'air, combinées aux hypothèses de rythmes et de volumes respiratoires et aux durées d'exposition mesurées, peuvent être utilisées pour estimer l'incorporation. Toutefois, l'utilisation d'analyseurs d'air individuels (AAI) ne permet qu'une estimation de l'incorporation et ne peut pas servir à affiner une estimation de dose basée sur les caractéristiques de rétention individuelles. De plus, les mesures d'AAI ne peuvent pas être répétées si un résultat d'analyse est suspect ou perdu. Elles peuvent, cependant, fournir une estimation des incorporations de radionucléides comme  $^{14}\text{C}$  (sous forme particulaire),  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{232}\text{Th}$  et  $^{235}\text{U}$ , pour lesquels les méthodes directes et autres méthodes indirectes d'évaluation de l'activité dans l'organisme ne sont pas suffisamment sensibles. Cette méthode de contrôle radiologique dépend



pour son interprétation des coefficients de dose et des limites dérivées de concentration dans l'air (LDCA) définis dans la section 2 et traités plus loin dans la section 7. Les coefficients de dose et les LDCA pour diverses formes chimiques de radionucléides sélectionnés sont donnés dans les tableaux A-I et A-II.

3.25. La taille des particules influe sur le dépôt des particules inhalées dans les voies respiratoires, ce qui nécessite d'avoir des informations sur la répartition de la taille des particules pour une interprétation correcte des examens radiotoxicologiques et l'évaluation de dose résultante. Dans de nombreuses situations, la répartition de la taille des particules dans l'air devrait être déterminée en utilisant des impacteurs en cascade ou d'autres méthodes. Au minimum, les mesures d'échantillons d'air devraient inclure la concentration de la fraction inhalable des particules en suspension dans l'air. Certains modèles pour l'interprétation des résultats d'AAI font la distinction entre les particules inhalables et les particules non inhalables [15]. Généralement, plus il y aura d'informations spécifiques à la substance et au site, plus l'évaluation de dose sera précise.

3.26. Les méthodes de mesure possèdent des limites de détection résultant de la présence de substances radioactives naturelles, des fluctuations statistiques des taux de comptage et de facteurs liés à la préparation et à l'analyse des échantillons. L'appendice II décrit les concepts d'activité minimale significative (AMS) et d'activité minimale détectable (AMD), qui sont utilisés pour caractériser les limites de détection de toute méthode de mesure.

### **Fréquence du contrôle radiologique**

3.27. Comme mentionné au par. I.35 (Appendice I) des NFI [2]: «La nature, la fréquence et la précision du contrôle radiologique individuel sont déterminées en fonction de la valeur et des fluctuations éventuelles des niveaux d'exposition ainsi que de la probabilité et de la valeur des expositions potentielles.» Pour déterminer la fréquence appropriée et le type de contrôle radiologique individuel, le lieu de travail devrait être caractérisé. Les radionucléides utilisés et, si possible, leur forme chimique et physique devraient également être connus. Si ces formes sont susceptibles de changer sous certaines conditions (par exemple la libération d'hexafluorure d'uranium dans l'atmosphère entraîne la production de HF et du fluorure d'uranyle), il faudrait également en tenir compte. Les formes chimiques et physiques (par exemple, la taille des particules) de la substance déterminent son comportement vis-à-vis de l'incorporation et sa biocinétique ultérieure dans le corps humain. Ceci à son tour

détermine les taux et voies d'élimination et, de ce fait, le type d'échantillons d'excrétats à collecter et la fréquence de prélèvement.

3.28. Lors de la programmation des examens radiotoxicologiques, il faut se préoccuper de réduire les incertitudes sur les estimations d'incorporation dues à la méconnaissance du moment de cette incorporation au cours de la période de contrôle radiologique. La CIPR [8, 9] recommande de sélectionner les périodes de contrôle radiologique de manière que l'hypothèse que l'incorporation soit survenue au milieu de la période de contrôle ne conduise pas à une sous-estimation de l'incorporation d'un facteur supérieur à trois.

3.29. Lors de la programmation du contrôle radiologique d'un travailleur, il faut également, à l'aide de méthodes directes ou indirectes, s'assurer que toute incorporation supérieure à un niveau prédéterminé est prise en compte [16]. Une incorporation peut passer inaperçue si, à la suite d'une décroissance radioactive et d'une élimination biologique, la quantité contenue dans l'organisme ou l'excrétion quotidienne du radionucléide descend à un niveau inférieur à l'activité minimale significative (AMS) de la mesure pendant le laps de temps qui s'est écoulé entre l'incorporation et la mesure (voir appendice II pour de plus amples détails). La fraction d'incorporation restant dans l'organisme pour une mesure directe et étant excrétée de l'organisme pour une mesure indirecte,  $m(t)$ , dépend de la période et de la biocinétique du radionucléide, et est fonction du temps écoulé depuis l'incorporation. Ainsi, une incorporation  $I$  et la dose effective engagée résultante  $E(50)$  passeront inaperçues si  $I \cdot m(t)$  est inférieur à l'AMS. En règle générale, la fréquence du contrôle radiologique doit être définie de manière que les incorporations supérieures à 5% de la dose limite annuelle soient prises en compte.

3.30. La fréquence du contrôle radiologique sera donc, pour une grande part, liée à la sensibilité de la technique de mesure. Bien que les techniques de mesure devraient être aussi sensibles que possible, les coûts entraînés par l'utilisation des techniques les plus sensibles et d'intervalles d'échantillonnage les plus courts possible devraient être mis en balance avec le détriment radiologique associé aux doses qui peuvent être sous-estimées ou passées inaperçues si des méthodes moins sensibles et des mesures moins fréquentes sont utilisées.

3.31. En tout cas, la méthode d'examens radiotoxicologiques et la fréquence de mesure adoptées devraient être capables de détecter une incorporation entraînant une fraction spécifiée de la limite de dose. Parfois, cet objectif ne peut pas être atteint à cause d'un manque de sensibilité analytique, d'un temps de

comptage d'une longueur inacceptable pour les mesures directes ou d'intervalles d'échantillonnage trop courts pour la collecte des excréments, particulièrement dans le cas d'échantillonnage fécal pour la surveillance d'inhalations de particules insolubles. Dans ces cas-là, d'autres méthodes telles que le contrôle radiologique amélioré du lieu de travail et l'échantillonnage individuel d'air devraient être utilisées pour assurer une protection adéquate du travailleur.

### **Niveaux de référence**

3.32. Les niveaux de référence sont utiles pour la gestion des opérations. Ils peuvent être exprimés sous la forme de quantités mesurées ou sous la forme d'autres grandeurs auxquelles des quantités mesurées peuvent être reliées et, s'ils sont dépassés, des actions spécifiées ou des décisions devraient être prises. Les divers types de niveau de référence sont décrits dans le guide de sûreté connexe [3]. Par rapport aux incorporations de radionucléides, les niveaux de référence sont généralement basés sur la dose effective engagée  $E(50)$ . La fraction appropriée de la limite de dose correspondante pour chaque type de niveau de référence (voir ci-dessous) devrait être fixée en tenant compte des autres sources d'exposition. Les niveaux d'investigation et les niveaux d'enregistrement présentent de l'intérêt pour le contrôle radiologique de la contamination interne dans le cas des expositions professionnelles.

#### *Niveau d'investigation*

3.33. Un niveau d'investigation est «la valeur d'une grandeur, telle que la dose effective, l'incorporation ou la contamination par unité de surface ou de volume, à laquelle ou au-dessus de laquelle il faudrait procéder à une investigation» [2]. Pour les incorporations de radionucléides, le niveau d'investigation se rapporte à une valeur de dose effective engagée au-dessus de laquelle un résultat de contrôle radiologique est considéré comme suffisamment important pour justifier une investigation ultérieure. Le niveau d'investigation défini par la direction dépendra des objectifs du programme et du type d'investigation à exécuter.

3.34. Pour un contrôle radiologique normal, le niveau d'investigation pour une incorporation de radionucléide est défini par rapport au type et à la fréquence du contrôle radiologique, ainsi que par rapport au niveau et à la variabilité prévus des incorporations. La valeur numérique du niveau d'investigation dépend de la connaissance des conditions du lieu de travail. Un niveau d'investigation peut être défini pour des individus participant à une

opération spécifique, soit régulièrement soit occasionnellement, ou peut être conçu pour des individus au sein d'un lieu de travail sans référence à une opération particulière.

3.35. Par exemple, pour une opération normale avec un contrôle radiologique normal, un niveau d'investigation IL peut être défini sur la base d'une dose effective engagée de 5 mSv (0,005 Sv) sur un an. Ainsi, pour  $N$  périodes de contrôle radiologique par an, le niveau d'investigation (en Bq) pour l'incorporation d'un radionucléide quelconque  $j$  dans une période de contrôle radiologique quelconque sera donné par:

$$IL_j = \frac{0,005}{Ne(g)_j}$$

où  $e(g)_j$  est le coefficient de dose approprié pour l'inhalation ou l'ingestion.

#### *Niveau d'enregistrement*

3.36. Un niveau d'enregistrement est défini comme étant «un niveau de dose, d'exposition ou d'incorporation, spécifié par l'organisme de réglementation, auquel ou au-dessus duquel il faut inscrire dans les dossiers d'exposition individuels des travailleurs les valeurs des doses, expositions ou incorporations qu'ils ont subies» [2]. Par exemple, le niveau d'enregistrement RL d'une incorporation de radionucléide peut être fixé à une valeur correspondant à une dose effective engagée de 1 mSv (0,001 Sv) sur un an. Ainsi, pour  $N$  périodes de contrôle radiologique par an, le niveau d'enregistrement pour l'incorporation d'un radionucléide quelconque  $j$  dans une période de contrôle radiologique quelconque sera donné par:

$$RL_j = \frac{0,001}{Ne(g)_j}$$

#### *Niveaux dérivés*

3.37. Les quantités réellement mesurées dans les programmes d'examens radiotoxicologiques sont les activités des radionucléides dans l'organisme ou dans les échantillons d'excrétats, et il est donc pratique d'établir des niveaux de référence pour les résultats de mesure eux-mêmes. Ils sont appelés niveaux d'investigation dérivés (NID) et niveaux d'enregistrement dérivés (NED). Ce sont des résultats de mesure qui font intervenir les incorporations de radionucléides ou les doses effectives engagées aux niveaux de référence correspon-

dants. Les niveaux d'investigation et d'enregistrement dérivés sont calculés pour chaque radionucléide. Ils sont spécifiques de la forme du radionucléide sur le lieu de travail et dépendent du temps écoulé depuis l'incorporation. Pour les exemples donnés ci-dessus,

$$\text{NID}_j = \frac{0,005}{\text{Ne}(g)_j} \times m(t_0)$$

où  $t_0$ , le temps typique écoulé entre l'incorporation et le prélèvement de l'échantillon d'analyse radiotoxicologique, est habituellement calculé comme étant  $365/2N$  jours, en prenant comme hypothèse que l'incorporation survient au milieu de la période de contrôle radiologique, et

$$\text{NED}_j = \frac{0,001}{\text{Ne}(g)_j} \times m(t_0)$$

Même si la dose résultante est inférieure à celle associée au niveau d'enregistrement, les résultats de la mesure devraient toujours être conservés dans les enregistrements du contrôle radiologique du lieu de travail et de l'individu [17] (voir aussi section 8). Dans les cas d'exposition d'un travailleur à un rayonnement externe ou à plusieurs radionucléides, la direction peut décider de réduire les niveaux dérivés pour les radionucléides individuels de manière appropriée.

### **Utilisation de données spécifiques à la substance et spécifiques à l'individu**

3.38. Des modèles biocinétiques pour la plupart des radionucléides dans leur forme habituellement rencontrée, accompagnés des valeurs des paramètres de référence, ont été publiés par la CIPR (voir section 6). Ces modèles sont basés sur l'homme de référence [18] et sur le comportement des radionucléides observé chez les humains et chez les animaux. Ils ont été élaborés pour des formes chimiques définies de radionucléides et sont généralement utilisés à des fins de planification. Comme mentionné auparavant, les conditions particulières du lieu de travail devraient être caractérisées pour déterminer quelles formes sont réellement présentes. Il est probable qu'en certaines circonstances les formes chimiques et physiques des radionucléides utilisés dans un lieu de travail donné ne correspondront pas à des modèles biocinétiques de référence. Dans ces cas-là, des modèles spécifiques à la substance devraient être élaborés.

3.39. Si les incorporations sont faibles, correspondant par exemple à un faible pourcentage de la dose limite, les modèles de référence sont susceptibles de

convenir pour une estimation des doses résultantes. Toutefois, si l'estimation d'une incorporation correspond à environ un quart ou plus de la dose limite, il faudra peut-être élaborer des paramètres du modèle biocinétique spécifiques aux substances et aux individus concernés pour estimer plus précisément la dose effective engagée. De tels modèles biocinétiques peuvent être élaborés à partir de mesures séquentielles directes ou indirectes des travailleurs exposés. L'analyse de l'air du lieu de travail et d'échantillons de contamination de surface peut également aider à l'interprétation des examens radiotoxicologiques, en mesurant par exemple le rapport  $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$  lorsqu'une mesure directe de  $^{241}\text{Am}$  dans le poumon est utilisée pour évaluer les incorporations de plutonium ou la solubilité des particules inhalées [13, 14].

3.40. Un exemple habituel de la nécessité d'informations spécifiques à la substance est lorsque la taille des particules qu'un travailleur est susceptible d'inhaler diffère beaucoup de l'hypothèse d'un diamètre médian DAMA de  $5\ \mu\text{m}$  recommandé par la CIPR comme valeur par défaut pour le lieu de travail [19]. Dans ce cas, les fractions de substances radioactives inhalées déposées dans les différentes régions des voies respiratoires devraient être déterminées à partir du modèle de voies respiratoires de la CIPR (voir section 6) [19] et d'un coefficient de dose calculé approprié. Des informations plus spécifiques concernant les caractéristiques de solubilité de la substance après inhalation ou ingestion, selon le cas, peuvent également être nécessaires. Ceci peut être obtenu à partir d'études expérimentales sur des animaux ou par des études de solubilité *in vitro*. Une détermination *a posteriori* des caractéristiques des particules à la suite d'une exposition peut être difficile et il faudrait envisager d'obtenir les informations spécifiques à la substance lors de la mise en place des programmes de contrôle radiologique pour les travailleurs.

3.41. Même si toutes les hypothèses des modèles biocinétiques de référence sont appropriées pour un lieu de travail donné, il restera néanmoins des différences entre les individus pour ce qui est des taux d'excrétion et autres paramètres biocinétiques pour la même incorporation d'un radionucléide. La variabilité entre individus, et même l'excrétion quotidienne pour le même individu, seront souvent plus importantes que les différences entre un modèle biocinétique de référence et un modèle élaboré spécifiquement pour un individu donné. Pour réduire en partie cette variabilité, les périodes de collecte d'échantillons d'excrétions devraient être suffisamment longues, par exemple 24 heures pour l'urine et 72 heures pour les matières fécales. L'utilisation de paramètres du modèle spécifiques à l'individu devrait être rare dans des circonstances normales.

### **Contrôle radiologique lié aux tâches**

3.42. Le contrôle radiologique lié aux tâches n'est pas, par définition, un contrôle courant, c'est-à-dire qu'il n'est pas programmé régulièrement. Un tel contrôle est effectué pour fournir des informations sur une opération particulière et pour donner, si nécessaire, une base de décision sur la conduite de l'opération. Il est particulièrement utile lorsque des procédures à court terme sont exécutées dans des conditions qui ne seraient pas acceptables à long terme. Le contrôle radiologique lié aux tâches est généralement effectué de la même manière que le contrôle courant, sauf si les circonstances en décident autrement, par exemple si les radionucléides concernés sont différents ou si la probabilité ou l'ampleur potentielle de l'exposition interne est vraiment plus grande.

### **Contrôle radiologique spécial**

3.43. Un contrôle radiologique spécial peut être nécessaire à la suite d'une exposition connue ou suspectée ou à la suite d'un incident inhabituel comme un défaut de confinement de substances radioactives mis en évidence par un échantillon d'air ou un échantillon de surface, ou à la suite d'un accident. Il est le plus souvent déclenché par le résultat d'un examen radiotoxicologique de routine qui dépasse le niveau d'investigation dérivé. Il peut également résulter de prélèvements ponctuels comme un écoulement nasal, des frottis ou autres contrôles.

3.44. Un contrôle radiologique spécial mis en œuvre à la suite d'un incident s'effectue généralement de la même manière qu'une mesure courante du point de vue des techniques de mesure, bien qu'une sensibilité accrue ou un temps de traitement plus court puisse être nécessaire. Le laboratoire devrait être averti que l'analyse des échantillons ou que la mesure directe a la priorité sur les mesures courantes, et la fréquence du contrôle radiologique ultérieur peut être modifiée. Le laboratoire devrait également être informé que les échantillons peuvent avoir un niveau d'activité supérieur à la normale afin que la technique de mesure soit adaptée à la situation de contrôle radiologique spécial et que toutes les précautions nécessaires soient prises pour éviter la contamination des autres échantillons.

### **ÉVALUATION À LA SUITE D'ACCIDENTS OU D'INCIDENTS**

3.45. Dans certaines situations impliquant l'utilisation de substances radioactives, les contrôles en exploitation sont inefficaces. Les accidents ou incidents

peuvent entraîner le rejet de substances radioactives dans l'environnement de travail avec un risque de doses importantes pour le personnel.

3.46. À la suite d'un accident, les conséquences radiologiques peuvent être compliquées par des traumatismes ou autres effets sur la santé encourus par les travailleurs. Le traitement médical des blessures, spécialement celles qui mettent la vie en danger, est généralement prioritaire par rapport aux opérations radiologiques, y compris l'évaluation de l'exposition. Dans ces cas-là, l'évaluation de l'exposition postérieure à l'accident devrait être conduite lorsque la situation a été maîtrisée.

3.47. Une fois l'évaluation de l'exposition interne commencée, il faut rassembler le plus d'informations possible. On devra, par exemple, connaître le moment et la nature de l'incident, les radionucléides concernés et le programme des examens radiotoxicologiques et des mesures d'activité de l'organisme. Ces informations peuvent être nécessaires non seulement pour l'évaluation de l'exposition mais également pour aider à l'évaluation médicale, pour guider le traitement médical de la victime (qui peut inclure un traitement par chélation ou une excision de la plaie) et pour aider ultérieurement à la reconstitution de l'accident ou de l'incident et au suivi médical à long terme de la victime [20, 21].

3.48. Étant donné que les incorporations associées aux accidents et incidents peuvent entraîner des doses effectives engagées qui atteignent ou dépassent les limites de dose, des données spécifiques à l'individu et à la substance sont habituellement nécessaires pour l'évaluation de l'exposition. Ces données comportent des informations sur les formes chimiques et physiques des radionucléides, la taille des particules, les concentrations dans l'air, les niveaux de contamination surfacique, les caractéristiques de rétention de l'individu affecté, les écoulements nasaux, les frottis faciaux et autres niveaux de contamination de la peau et les résultats de dosimétrie externe. Les divers éléments de données peuvent souvent apparaître incohérents ou contradictoires, particulièrement si la période d'incorporation est incertaine. Une évaluation de dose adéquate ne peut être faite qu'après avoir tenu compte de toutes les données, résolu les sources d'incohérence autant que possible et déterminé les scénarios les plus probables et les pires pour l'exposition et l'ampleur de toute incorporation.

### **Méthodes directes et indirectes**

3.49. Le facteur principal pour le choix entre des méthodes directes et indirectes pour le contrôle radiologique interne après un accident ou un incident sera donné par les caractéristiques radiologiques des radionucléides



concernés. Si la victime est contaminée extérieurement par des radionucléides émetteurs gamma, les mesures directes devraient normalement être différées tant que la victime n'aura pas été décontaminée, pour éviter de perturber la mesure et éviter également la contamination des installations de mesure directe [22, 23]. Parfois, l'urgence de l'évaluation peut empêcher la décontamination complète; dans ce cas-là, l'individu pourrait être enveloppé dans un drap propre pour réduire la contamination de l'installation. Le résultat de cette mesure directe initiale pourrait définir une limite supérieure de l'activité du corps, mais d'autres mesures pourraient être nécessaires après une décontamination ultérieure [24]. La contamination externe par des émetteurs alpha ou bêta purs ne perturbera normalement pas les mesures directes, sauf si du rayonnement de freinage est produit par les émetteurs bêta. La contamination externe ne perturbera pas les méthodes indirectes, à condition de prendre soin d'éviter un transfert de contamination sur les échantillons d'excrétions. En de rares occasions, les incorporations sont si importantes que des techniques spéciales sont nécessaires pour les mesures directes et indirectes afin d'éviter de perturber la réponse de l'équipement de détection, comme des temps morts électroniques excessifs [22, 23].

3.50. À la suite d'un accident ou d'un incident, des analyses de prélèvement d'urine et de matières fécales devraient être envisagées pour vérifier l'incorporation de substances radioactives. Toutefois, les résultats de telles analyses sont fréquemment difficiles à interpréter à cause de la possibilité de voies d'incorporation multiples et de l'imprécision concernant la quantité de radionucléides transférée dans le sang depuis les points d'incorporation. Les mesures d'échantillons d'excrétions ne sont généralement pas utiles pour l'évaluation de l'incorporation immédiatement après un accident ou un incident à cause du délai entre l'incorporation et l'excrétion; c'est en particulier le cas pour les excrétions fécales. De plus, les composés apparaissant de façon précoce dans l'excrétion urinaire peuvent être difficiles à interpréter étant donné qu'ils ne sont pas complètement définis dans des modèles biocinétiques. Néanmoins, tous les excréats devraient être collectés à la suite d'un accident ou d'un incident; la détection précoce de substances radioactives dans un prélèvement d'urine peut être une indication utile de la solubilité de la substance radioactive concernée et des possibilités d'un traitement efficace. L'analyse des excréats peut être la seule méthode fiable pour évaluer les incorporations si de grandes quantités de contamination externe perturbent les mesures directes.

3.51. Dans l'optique du principe général visant à favoriser les procédures non invasives, les procédés invasifs comme la prise de sang ne se justifieront

qu'en cas d'accidents au cours desquels d'importantes incorporations ont pu se produire. La prise de sang peut fournir des données sur la solubilité et la biocinétique de la substance concernée, mais elle est généralement peu utile pour l'obtention d'estimations quantitatives de l'incorporation à cause du transfert rapide de la plupart des radionucléides vers les autres tissus.

3.52. Les échantillons de contrôle radiologique du lieu de travail, comme les filtres à air et les frottis de contamination de surface, devraient être analysés pour déterminer les radionucléides concernés, les rapports isotopiques et leurs caractéristiques physico-chimiques.

### **Contrôle radiologique de suivi**

3.53. Des programmes de contrôle radiologique de suivi devraient être exécutés à intervalles raisonnables pendant une période prolongée après un accident ou un incident. Ces informations aideront à établir les périodes biologiques des radionucléides dans les tissus humains et leurs taux d'excrétion. Ceci, à son tour, peut aider à accroître la précision de l'évaluation de dose.

### **Programmation des prélèvements**

3.54. À la suite d'un accident ou d'un incident, les échantillons d'excrétats pour le contrôle radiologique indirect devraient être collectés jusqu'à ce qu'une estimation raisonnable du modèle temporel de l'excrétion puisse être établie. Si une thérapie d'élimination des radionucléides, telle que l'administration d'agents de chélation, est utilisée [20], il faudrait continuer à collecter les échantillons pour déterminer l'efficacité du traitement. Une fois que les modèles d'excrétion ont été stabilisés, les échantillons individuels collectés au cours de la journée peuvent être regroupés en échantillons de 24 heures et des parties aliquotes appropriées peuvent être prélevées pour analyse.

3.55. Si des mesures directes sont réalisables, elles devraient être poursuivies à intervalles réguliers si l'état pathologique du sujet le permet. La fréquence des mesures directes sera déterminée par le taux de décroissance et de transfert des substances radioactives déposées à l'intérieur du corps. Des mesures directes séquentielles d'organes ou de régions du corps spécifiques peuvent également aider à la détermination de la biocinétique de l'activité. Par exemple, des mesures séquentielles de  $^{241}\text{Am}$  inhalé peuvent prouver son rejet par le poumon et son transfert aux os et au foie [25]. Dans le cas de dépôts dans des coupures ou des plaies de certaines formes insolubles de substances radioactives, le contrôle radiologique de suivi peut révéler le dépôt dans des ganglions

lymphatiques locaux en conséquence d'un transfert lymphatique, avec un relâchement lent à partir de ces sites [26, 27].

## 4. MÉTHODES DIRECTES

### INTRODUCTION

4.1. Les évaluations les plus précises de la dose interne peuvent être faites lorsque la répartition et la quantité totale d'un radionucléide incorporé peuvent être déterminées de manière fiable par des comptages directs *in vivo* des émissions provenant du corps. Néanmoins, la modélisation biocinétique de la rétention et la modélisation biophysique du dépôt d'énergie peuvent être encore nécessaires pour calculer l'incorporation et la dose effective engagée, de sorte que les méthodes directes peuvent également dépendre de l'interprétation des taux d'excrétion, qui souvent varient significativement dans le temps et selon les individus.

4.2. Une mesure directe est possible lorsque les radionucléides incorporés émettent des rayonnements pénétrants (normalement des rayons X et gamma, y compris le rayonnement de freinage) d'énergie et de rendement suffisants pour être détectables (appendice II) à l'extérieur du corps. Une description détaillée des méthodes couramment utilisées pour la mesure directe est donnée par la réf. [7]. Pour la plupart des applications de comptage *in vivo*, les détecteurs sont positionnés à des endroits spécifiés autour du corps, habituellement avec au moins un blindage partiel du détecteur et/ou du sujet pour réduire l'interférence des sources externes ambiantes.

### GÉOMÉTRIES DE MESURE

4.3. Différentes configurations matérielles des détecteurs ont été mises au point pour répondre à des objectifs spécifiques. Pour les radionucléides qui sont répartis dans tout le corps, le comptage du corps entier, ou d'une grande partie de celui-ci, fournit la plus grande sensibilité. Le comptage du corps tout entier est effectué en utilisant une géométrie statique, avec un ou plusieurs détecteurs, ou par balayage — en déplaçant le sujet par rapport à des détecteurs statiques ou en déplaçant les détecteurs autour d'un sujet statique. Les géométries statiques comportent habituellement une rangée de détecteurs répartis le long d'un sujet debout ou en position couchée, ou un seul détecteur dirigé vers

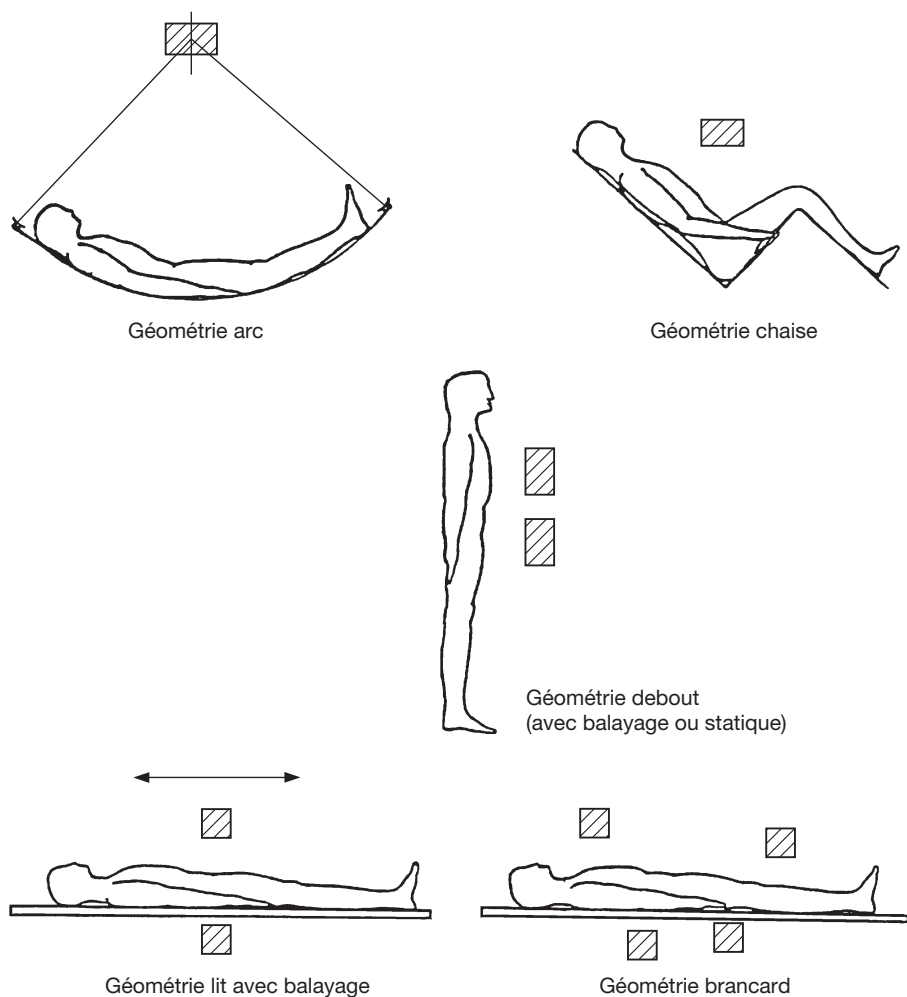


FIG. 1. Diverses géométries utilisées pour la mesure de la radioactivité du corps entier.

le centre d'un sujet sur une chaise inclinée ou un cadre incurvé. Des exemples de géométries de comptage sont présentés à la fig. 1.

4.4. Pour les autres radionucléides qui sont, au moins temporairement, concentrés dans des organes ou tissus particuliers du corps, le contrôle radiologique des sites spécifiques est recommandé. Comme exemples, on peut citer l'iode radioactif, qui est absorbé par la thyroïde, et les particules radioactives inhalées

qui sont retenues dans les poumons. Un contrôle radiologique localisé est également recommandé lorsque l'incorporation se fait par une plaie ou lorsqu'il y a d'autres raisons pour déterminer la répartition du ou des radionucléides dans l'organisme.

4.5. Dans tous les cas, la méthode devrait être de comparer le signal mesuré provenant du sujet à celui obtenu dans les mêmes conditions à partir d'un mannequin anthropomorphique, ou autre substitut, contenant des quantités connues du radionucléide en question. La répartition du radionucléide dans le mannequin d'étalonnage doit correspondre, autant que possible, à celle prévue pour le sujet humain, bien que certaines techniques de mesure soient plus sensibles que d'autres à cette répartition. Le comptage du corps entier est peu susceptible de mettre en défaut la détection d'une quantité importante d'activité localisée, mais peut ne pas fournir une estimation précise de la quantité ou ne pas donner de bonnes informations sur la répartition spatiale.

## MÉTHODES DE DÉTECTION

4.6. Divers systèmes de détection sont utilisés dans des buts différents. Les cristaux inorganiques de matières de nombre atomique élevé, généralement l'iodure de sodium dopé au thallium, NaI(Tl), sont couramment utilisés pour détecter les photons énergétiques (au-dessus de 100 keV), comme ceux émis par les produits de fission ou d'activation. Les scintillations produites par l'interaction du cristal avec des photons à haute énergie sont détectées par des photomultiplicateurs; ceux-ci génèrent des impulsions électriques qui sont traitées pour obtenir un spectre reproduisant celui du rayonnement absorbé par le cristal. Ce type de système de mesure est le plus adapté dans les cas où un petit nombre de radionucléides sont présents; la résolution en énergie est limitée, si bien que même des techniques de déconvolution sont incapables de déterminer les radionucléides qui donnent naissance à un spectre complexe, comme celui d'un mélange de produits de fission. Dans de nombreuses circonstances, toutefois, cette approche fournit la méthode la plus sensible pour quantifier la teneur en substances dans l'organisme.

4.7. Les détecteurs à semi-conducteurs possèdent des avantages majeurs vis-à-vis de la résolution en énergie et permettent ainsi une identification sans équivoque des radionucléides dans un mélange, mais ils ne sont pas pratiques dans la mesure où ils doivent être refroidis à la température de l'azote liquide. Les détecteurs au germanium de haute pureté (HPGe) peuvent tolérer des cycles à température ambiante mais doivent être refroidis pendant le fonctionnement. De plus, de nombreux détecteurs à semi-conducteurs ne sont

disponibles qu'en tailles plutôt petites et donc leur sensibilité est diminuée par rapport à des cristaux inorganiques ou autres scintillateurs. Des jeux compacts de trois à six détecteurs sont désormais utilisés couramment pour le contrôle radiologique de la contamination dans des organes spécifiques comme les poumons.

4.8. Les photons de faible énergie, comme ceux émis par le  $^{239}\text{Pu}$  (13–20 keV) et par le  $^{241}\text{Am}$  (60 keV), peuvent être détectés avec des cristaux minces de NaI(Tl), qui ont une capacité de détection similaire à celles des cristaux épais mais avec un bruit de fond plus faible. L'ajout d'un deuxième cristal, habituellement du CsI(Tl), en tant que détecteur à anti-coïncidence améliore la sensibilité de détection en éliminant la contribution des photons de haute énergie. Un tel appareil, couramment nommé détecteur phoswich (sandwich au phosphore), peut abaisser la limite de détection pour ces photons de plus d'un ordre de grandeur. Les jeux de détecteurs HPGe sont de plus en plus utilisés pour la détection des photons de basse énergie, à cause de leur forte résolution et de leur faible bruit de fond. Pour le comptage des photons de basse énergie (à l'aide, par exemple, de détecteurs phoswich ou HPGe), il faut prendre en compte l'épaisseur des tissus de couverture dans la détermination de l'efficacité de détection.

4.9. Les détecteurs à semi-conducteurs miniatures, en particulier ceux qui utilisent le tellure de cadmium (CdTe) fonctionnant à température ambiante, sont de plus en plus disponibles sur le marché. Les détecteurs CdTe offrent une grande sensibilité pour la détection de photons de basse énergie. Leur petite taille (environ 10 mm de diamètre et 2 mm d'épaisseur) fait qu'ils sont parfaitement adaptés au contrôle radiologique de plaies localisées. Ils offrent d'autres avantages: il n'y a pas besoin de confiner un travailleur dans une enceinte blindée et l'évaluation rapide du succès d'une excision chirurgicale est possible. Ces détecteurs de petite taille ne sont pas, toutefois, adaptés à l'identification et à la quantification de radionucléides par spectrométrie.

4.10. Lors de l'installation d'une installation moderne de contrôle radiologique in vivo, il sera généralement recommandé d'installer une panoplie de systèmes de détection, choisis en fonction des radionucléides susceptibles d'être rencontrés.

## PROCÉDURES DE MESURE

4.11. Les sujets devant subir une mesure directe devraient être exempts de

toute contamination de surface et vêtus de neuf, souvent avec des vêtements en papier jetables. Les accessoires tels que bijoux, montres et lunettes devraient être enlevés. Ces précautions aident à éviter de fausses identifications d'activité interne et empêchent également le transfert de la contamination sur l'équipement de comptage. Les individus devraient, dans la mesure du possible, se trouver dans une position de comptage définie afin d'assurer une reproductibilité lors de mesures en série et d'améliorer la comparaison avec les résultats d'étalonnage. Dans certains cas, le sujet devra rester immobile pendant des périodes pouvant atteindre une heure afin d'obtenir une précision de mesure satisfaisante. Des moyens de communication devraient être fournis aux sujets se trouvant dans des enceintes blindées, particulièrement lorsque des périodes de comptage prolongées sont nécessaires.

4.12. Le bruit de fond dans le détecteur provient généralement de quatre sources:

- (a) Le rayonnement ambiant provenant de sources naturelles, comme le rayonnement cosmique ou le radon et ses produits de filiation;
- (b) Le rayonnement constituant le bruit de fond issu de la radioactivité du blindage et des autres équipements;
- (c) Le rayonnement provenant de la radioactivité naturelle du sujet;
- (d) Le rayonnement diffusé dans le détecteur du fait des interactions entre le sujet et le rayonnement ambiant.

Pour les systèmes de comptage basés sur le comptage par scintillation (cristaux de NaI(Tl) ou détecteurs phoswich), le bruit de fond pour le système de détection doit donc être déterminé à l'aide d'un fantôme approprié, aussi semblable que possible au sujet à analyser et placé dans la position de comptage définie. Pour le comptage du corps entier, le comptage du bruit de fond déterminé à l'aide de sujets non contaminés choisis en fonction du sexe, de la taille et du poids améliorera les résultats. Toutefois, la correspondance parfaite ne sera pas possible et des facteurs comme la teneur en  $^{40}\text{K}$  ne peuvent pas être contrôlés et, de ce fait, de meilleurs résultats peuvent être obtenus à partir de groupes témoins ou de mesures faites sur l'individu lui-même avant qu'il ait commencé le travail. Les mesures de bruit de fond dans le compteur devraient être effectuées, de préférence, juste avant et juste après la mesure du sujet. Lorsque l'on utilise des détecteurs à semi-conducteurs, le comptage du bruit de fond avec des fantômes correspondants n'est pas nécessaire.

4.13. Les exigences relatives à l'assurance de la qualité sont traitées dans la section 9.

## 5. MÉTHODES INDIRECTES

### INTRODUCTION

5.1. Le contrôle radiologique indirect est basé sur la détermination des activités volumiques ou massiques dans des matières biologiques séparées du corps — habituellement l'urine, les matières fécales, l'air expiré ou le sang — ou dans des échantillons physiques provenant de l'environnement de travail, comme des échantillons d'air ou de contamination de surface.

5.2. Les méthodes indirectes sont plus adaptées aux radionucléides, comme le tritium, qui n'émettent pas de rayonnements très pénétrants. Pour certains autres radionucléides, comme ceux qui n'émettent que des photons de basse énergie, le manque de sensibilité et l'incertitude des mesures du contrôle radiologique direct peuvent être tels qu'une méthode indirecte peut fournir une estimation plus fiable de l'incorporation, malgré sa dépendance vis-à-vis de l'interprétation des mesures via les modèles biocinétiques qui peuvent varier selon le temps et entre les individus. Dans d'autres cas, les méthodes indirectes peuvent être plus pratiques que le contrôle radiologique direct et être suffisamment précises.

### ÉCHANTILLONS BIOLOGIQUES

5.3. Les échantillons biologiques couramment utilisés pour l'estimation des incorporations sont l'urine et les matières fécales, mais l'air expiré, le sang ou d'autres échantillons sont utilisés dans des cas spécifiques. Par exemple, l'analyse de l'activité d'un écoulement nasal ou d'un prélèvement de muco­sités nasales fournit une estimation précoce de l'identité et des niveaux relatifs des radionucléides dans un mélange inhalé. Dans ce cas, toutefois, la relation entre l'activité volumique de l'échantillon et l'incorporation est si aléatoire que ces données ne peuvent fournir qu'une indication approximative de l'ampleur de l'incorporation.

5.4. Le choix d'un échantillon pour les examens radiotoxicologiques ne dépendra pas seulement de la voie principale d'excrétion, telle que déterminée à partir de la forme physico-chimique de l'incorporation et du modèle biocinétique de l'élément ou des éléments concernés, mais également de facteurs comme la facilité à recueillir des échantillons, à les analyser et à faire l'interprétation. Les prélèvements d'urine sont facilement obtenus et analysés et fournissent généralement des informations sur l'incorporation de radionucléides sous des formes chimiques qui sont facilement transférées



dans le sang. Les incorporations de substances insolubles peuvent souvent n'être évaluées de manière fiable qu'à partir d'échantillons de matières fécales.

## **Urine**

5.5. Après une incorporation de radionucléides dans le sang et dans le système circulatoire général, l'élimination hors de l'organisme se fera généralement via l'urine. L'urine contient des déchets et autres substances, y compris l'eau, extraits du sang par les reins et rassemblés pendant plusieurs heures ou plus dans la vessie avant élimination. Étant donné le mélange dans la vessie, les niveaux de radionucléides dans les prélèvements d'urine obtenus juste après une incorporation aiguë devraient être interprétés avec précaution. La vessie devrait être vidée rapidement après l'incorporation, et le deuxième échantillon ainsi que les suivants devraient être prélevés. Tous les échantillons devraient être analysés.

5.6. Après les premiers jours, les échantillons d'urine sur 24 heures fournissent généralement la meilleure base pour évaluer une incorporation. Si l'on ne dispose pas d'échantillons sur 24 heures, l'excrétion totale peut être estimée à partir de mesures de la créatinine. Lors d'un contrôle courant concernant des radionucléides rapidement évacués, il faudrait prendre en compte la date de prélèvement des échantillons, car il peut y avoir des différences importantes entre des échantillons prélevés avant et après des périodes sans exposition, même si elles sont de courte durée.

5.7. Pour des incorporations d'eau tritiée, la teneur en tritium de l'urine est identique à celle de l'eau dans l'organisme et peut être utilisée pour évaluer la teneur dans l'organisme et le débit de dose sans faire référence à un modèle d'excrétion.

## **Matières fécales**

5.8. Les échantillons fécaux contiennent de l'eau, des débris cellulaires provenant de la paroi du tractus gastro-intestinal, des déchets non absorbés transportés via le tractus gastro-intestinal, comportant des substances insolubles libérées par les poumons et des produits métaboliques libérés par le foie dans la bile. La masse et la composition des matières fécales individuelles peuvent être très variables et dépendent fortement du régime alimentaire. Pour cette raison, des estimations fiables des taux d'excrétion fécale quotidienne de substances radioactives ne peuvent généralement se baser que sur un ensemble

de prélèvements sur 3–4 jours. Les échantillons uniques devraient, dans la plupart des cas, n'être utilisés qu'à des fins de dépistage.

5.9. Les mesures effectuées après un congé permettent de faire la distinction entre la fraction de radionucléides inhalés libérés rapidement via le tractus gastro-intestinal et la libération différée de l'activité systémique et des dépôts à long terme de formes insolubles de radionucléides dans les poumons. De ce fait, pour le contrôle radiologique de travailleurs exposés chroniquement à des radionucléides de longue période, les échantillons fécaux devraient de préférence être collectés après un congé (au moins dix jours d'absence du lieu de travail) et avant le retour dans l'environnement de travail.

### **Air expiré**

5.10. L'air expiré n'est une voie importante d'excrétion que pour les quelques substances exhalées directement ou métabolisées en gaz ou en liquides volatils. Toutefois, pour ces cas-là, des échantillons d'air expiré peuvent procurer un moyen pratique de mesure de l'activité des excréments, libre de toute autre source de contamination radioactive. Pour le radon et le thoron produits dans l'organisme par une incorporation de  $^{226}\text{Ra}$  et de  $^{228}\text{Ra}$ , on dispose de modèles qui ont été utilisés à des fins d'évaluation de dose [28].

### **Sang**

5.11. Les prises de sang fournissent la source la plus directe pour estimer les radionucléides présents dans la circulation systémique mais ne sont pas souvent utilisées à cause des contraintes médicales du processus d'échantillonnage. À part quelques rares exceptions (par exemple, HTO,  $^{59}\text{Fe}$  et  $^{51}\text{Cr}$  dans des érythrocytes marqués), les prélèvements sanguins fournissent très peu d'informations sur l'activité systémique totale consécutive à une incorporation, à cause du transfert rapide hors de la circulation sanguine et du dépôt dans les tissus.

### **Écoulements nasaux ou mouchage**

5.12. Les écoulements nasaux ne devraient pas être utilisés pour évaluer une incorporation, mais ils peuvent être très utiles lors d'un contrôle radiologique spécial et du contrôle lié aux tâches pour indiquer la nécessité d'analyses et d'échantillonnages supplémentaires, spécialement lorsqu'une exposition due à des actinides a pu se produire. Ils peuvent également être utilisés pour identifier les composants d'un mélange de radionucléides.

## **Échantillons tissulaires**

5.13. Pour des dépôts localisés de radionucléides de grande radiotoxicité (les transuraniens par exemple) dans une plaie, il est habituellement souhaitable, après avis médical, d'exciser la contamination rapidement après l'incorporation. L'analyse radiochimique du tissu excisé par des méthodes destructrices et/ou non destructrices peut fournir des informations sur les radionucléides et leur concentration relative, et peut aider à évaluer l'absorption dans le sang et à déterminer la suite des opérations.

5.14. D'autres échantillons biologiques, comme les cheveux et les dents, peuvent servir à évaluer les incorporations bien que, en général, ils ne puissent pas être utilisés pour des évaluations quantitatives des doses. Les échantillons tissulaires prélevés lors d'une autopsie peuvent également être utilisés pour évaluer la quantité de radionucléides présente dans l'organisme.

## **ÉCHANTILLONS PHYSIQUES**

5.15. Les échantillons physiques incluent les échantillons d'air, les filtres et frottis de contamination de surface et d'autres équipements présents sur le lieu de travail pouvant être utilisés pour identifier la forme physico-chimique des contaminants radioactifs. Les évaluations d'incorporations basées sur l'activité d'échantillons physiques sont particulièrement incertaines à cause de la grande variabilité des conditions du lieu de travail et de la probabilité d'incorporations par des individus. De plus, l'évaluation doit généralement être basée sur un seul échantillon provenant de la phase initiale du processus d'exposition, qui ne peut être répété. Néanmoins, pour les radionucléides qui émettent des rayonnements peu pénétrants et que l'on ne trouve qu'en concentrations faibles dans les excréments, comme certains actinides inhalés, l'interprétation de ces échantillons physiques peut fournir une base pour l'évaluation. Ces échantillons peuvent servir également à indiquer qu'un contrôle radiologique supplémentaire est nécessaire.

## **Échantillons d'air**

5.16. Les échantillons d'air peuvent être prélevés dans l'atmosphère de la pièce à l'aide d'analyseurs fixes ou dans les zones de respiration des travailleurs à l'aide d'analyseurs d'air individuels (AAI). Pour les composés qui se dispersent facilement dans l'air, comme les vapeurs et les gaz radioactifs (par exemple,  $^{14}\text{CO}_2$  et eau tritiée), les échantillons provenant d'analyseurs statiques peuvent fournir une représentation convenable de la substance radioactive inhalée,

spécialement dans de petites pièces. Pour d'autres sources, cependant, comme les particules remises en suspension, de tels échantillons peuvent conduire à des estimations de l'activité erronées de plus d'un ordre de grandeur, en fonction des emplacements relatifs de la source, de l'analyseur et du travailleur.

5.17. Des échantillons plus représentatifs peuvent être tirés des AAI, systèmes autonomes portés par le travailleur qui prélèvent les échantillons dans le voisinage immédiat de la zone de respiration à un rythme régulier. Toutefois, même ces échantillons peuvent conduire à des surestimations ou à des sous-estimations des incorporations, selon l'applicabilité des hypothèses concernant la taille des particules et les rythmes respiratoires. Pour réduire cette incertitude, certains systèmes d'AAI empêchent les particules dont la taille ne permet pas leur inhalation d'atteindre le filtre [15].

5.18. Les deux formes d'échantillonnage reposent sur l'extraction de la substance radioactive dans l'air qui passe sur un support de collecte. Ce support sera spécifique, dans la mesure du possible, de la substance à collecter. Par exemple, une substance particulaire peut être recueillie sur des filtres à fibres grossières, tandis que les filtres à charbon seront utilisés pour échantillonner le radon et la vapeur d'iode, et que l'eau tritiée pourra être collectée dans un piège à eau.

5.19. L'analyse de la taille des particules et de la solubilité des échantillons de substance radioactive en suspension dans l'air peut aider au développement de modèles biocinétiques pour l'évaluation de dose (section 6). La comparaison directe des échantillons d'air avec des valeurs de limites dérivées de concentration dans l'air (section 2) peut être utilisée comme donnée d'entrée pour l'évaluation des conditions du lieu de travail et pour l'estimation des doses.

### **Échantillons de surface**

5.20. Étant donné que la modélisation du transfert des substances radioactives des surfaces vers l'organisme est particulièrement incertaine, les échantillons de concentrations de radionucléides sur les surfaces sont utilisés principalement pour alerter sur la possibilité d'incorporations importantes et sur la nécessité d'un contrôle radiologique individuel. De tels échantillons peuvent également donner une indication des quantités relatives de différents radionucléides dans un mélange et de la présence de radionucléides non détectés dans les examens radiotoxicologiques.

5.21. Les échantillons de surface sont habituellement obtenus en frottant une zone définie de la surface avec des matériaux tels que des papiers-filtres ou des cotons-tiges. Ces matériaux sont choisis pour leur capacité de transférer les contaminants prévus de la surface et de les relâcher selon le besoin pour les analyses. L'efficacité du prélèvement devrait être déterminée pour le couple spécifique surface/matériau d'essuyage, mais elle sera probablement d'environ 10 % pour un coton-tige humide sur une surface moyennement poreuse.

## MANIPULATION DES ÉCHANTILLONS

5.22. Une attention toute particulière devrait être apportée à la manipulation des échantillons à utiliser pour l'évaluation de l'exposition interne; premièrement, pour éviter le transfert de contamination radioactive ou biologique lors de la manipulation et, deuxièmement, pour garantir la traçabilité entre le résultat analytique et l'échantillon d'origine, comme l'exige le programme d'assurance de la qualité (voir section 9).

5.23. En ce qui concerne le danger potentiel de contamination, il faut prendre en compte les contaminants biologiques et radioactifs. Les échantillons biologiques peuvent contenir des agents pathogènes, comme les bactéries et les virus. Ces agents pathogènes seront potentiellement actifs tant que la totalité de l'échantillon n'aura pas été réduite en cendres ou stérilisée de toute autre manière. Tous ces échantillons devraient, de ce fait, être stockés à basse température, de préférence congelés, jusqu'à l'analyse. Ce traitement réduira également la dégradation biologique indésirable de ces substances, comme le tritium lié biologiquement, pour lequel la forme moléculaire est un facteur important pour l'analyse ultérieure. Un autre moyen d'empêcher la dégradation est de traiter l'échantillon à l'acide.

5.24. Pour établir la traçabilité, il faudrait tenir à jour un suivi de la détention des échantillons de façon que, à chaque étape de la collecte, du transport et de l'analyse des échantillons, des documents soient créés pour décrire et vérifier les transferts qui ont été effectués.

5.25. L'urine, les matières fécales et autres échantillons biologiques ne devraient pas être collectés dans des zones contaminées, afin de garantir que l'activité mesurée dans l'échantillon est représentative de la libération de l'organisme. L'échantillon devrait être marqué clairement et indiquer l'identité du travailleur ainsi que la date et l'heure du prélèvement.

5.26. Les personnes chargées de décider des types d'analyse à effectuer sur l'échantillon devraient être informées des zones dans lesquelles le travailleur a pu être exposé, particulièrement si l'échantillon est susceptible de posséder des niveaux d'activité élevés, comme cela peut être le cas pour un contrôle radiologique spécial (section 3). Il est également important qu'elles soient averties de l'utilisation de toute médication ou de tout traitement pouvant perturber l'analyse de l'échantillon ou son interprétation.

## MÉTHODES D'ANALYSE

5.27 L'analyse des échantillons biologiques ou physiques comporte la détection et la quantification des émissions provenant des radionucléides présents à l'aide d'instruments appropriés. Dans de nombreux cas, les radionucléides doivent d'abord être séparés de la matrice de prélèvement pour permettre une détection sensible et reproductible. Dans d'autres cas, les limitations des détecteurs empêchent la discrimination entre des radionucléides qui possèdent des émissions similaires (certains actinides, par exemple); dans ces cas-là, les échantillons doivent être soumis à une séparation chimique des éléments (séparation radiochimique) avant le comptage.

### **Détection**

5.28. Les instruments servant à l'évaluation radiométrique peuvent être divisés en trois catégories: mesure des particules alpha, mesure des particules bêta et mesure des émissions de photons.

5.29. Les particules alpha peuvent être détectées à l'aide de diverses techniques, chacune possédant ses avantages et ses inconvénients. Le comptage brut le plus simple de l'activité alpha totale peut être effectué avec un détecteur ZnS ou avec un compteur proportionnel à courant gazeux. Ces méthodes sont efficaces, mais ne font pas la distinction entre des particules alpha de différentes énergies et ne peuvent donc pas identifier et quantifier les radionucléides individuels dans un mélange. Après une séparation radiochimique, les méthodes de spectroscopie alpha utilisant des détecteurs à semi-conducteurs ou des chambres d'ionisation à grilles peuvent quantifier les radionucléides individuels, à condition que leurs énergies soient suffisamment différentes, mais elles nécessitent de longs temps de comptage pour atteindre une sensibilité convenable. D'autres méthodes, comme la mesure des traces alpha par décapage, sont encore plus sensibles pour des applications particulières, mais peuvent prendre des mois ou plus pour une analyse complète et peuvent ne pas être capables de séparer des énergies différentes de particules alpha.

5.30. La détection des particules bêta se fait généralement à l'aide de compteurs à scintillation liquide, spécialement pour les émetteurs bêta de basse énergie. Dans certains cas, la séparation de deux ou plusieurs émetteurs bêta dans un mélange, comme le tritium, le  $^{14}\text{C}$  et le  $^{32}\text{P}$ , peut être obtenue en définissant des fenêtres d'énergie pour la réponse du détecteur. Les mesures brutes d'émetteurs bêta de haute énergie déposés sur des planchettes ou des filtres peuvent être obtenues à l'aide de compteurs Geiger-Müller ou de compteurs proportionnels.

5.31. Les émissions de photons provenant d'échantillons physiques ou biologiques sont habituellement détectées par des détecteurs à scintillation NaI(Tl) ou à semi-conducteur comme le Ge de haute pureté (voir section 4). Des méthodes de comptage spéciales sont nécessaires pour les rayons X de très basse énergie, comme ceux émis par plusieurs radio-isotopes d'éléments transuraniens.

5.32. Des techniques non radiométriques sont également disponibles. Par exemple, la fluorimétrie ultraviolette peut être utilisée pour le dosage de l'uranium, quel que soit le degré d'enrichissement. D'autres techniques, comme l'analyse des traces de fission, l'analyse par activation neutronique et la spectrométrie de masse à source plasma, peuvent être utilisées pour mesurer des radionucléides spécifiques, mais sont coûteuses et ne seront nécessaires que dans des circonstances spéciales. Les temps de comptage pour toutes ces méthodes dépendront de l'activité de l'échantillon, de l'équipement de mesure employé et de la précision nécessaire (voir appendice II).

### **Séparation radiochimique**

5.33. Dans de nombreux cas, les radionucléides devraient être séparés de la matrice de prélèvement ou des radio-isotopes d'autres éléments, avant comptage, pour quantifier l'activité de manière fiable. Ce processus est, pour une grande part, spécifique des éléments à séparer, mais comporte généralement une préparation de l'échantillon, une pré-concentration, une purification, une préparation de la source et une détermination du rendement. En général, diverses méthodes peuvent être appliquées pour isoler un radionucléide spécifique des sources d'interférence afin d'améliorer la détection. Un point essentiel du processus consiste à suivre la récupération du radionucléide à chaque étape afin que le résultat final puisse être relié de manière fiable à la concentration dans l'échantillon initial. Des échantillons de contrôle appropriés devraient être préparés pour mesurer le bruit de fond.

## 6. MODÈLES BIOCINÉTIQUES DE DOSIMÉTRIE INTERNE

### INTRODUCTION

6.1. Les incorporations de radionucléides peuvent se produire via un certain nombre de voies. Pour l'exposition professionnelle, la voie principale d'incorporation est l'inhalation, bien qu'une fraction de matière déposée dans le système respiratoire sera transférée vers la gorge et avalée, créant ainsi la possibilité d'une absorption dans le tractus gastro-intestinal. Des incorporations par ingestion directe peuvent se produire et, pour certains radionucléides, il peut y avoir absorption à travers une peau intacte. Des dommages cutanés par coupures ou autres blessures peuvent également entraîner des incorporations de radionucléides (fig. 2(a)).

6.2. Des recommandations ont été faites par la CIPR pour les méthodes d'évaluation des incorporations et des doses résultantes, à partir des données du contrôle radiologique [8, 9]. Pour les travailleurs exposés professionnellement, la CIPR a développé une série de modèles représentant le comportement des radionucléides qui se sont introduits dans l'organisme par inhalation ou par ingestion. Ces modèles peuvent être appliqués pour le contrôle réglementaire du lieu de travail.

6.3. Pour les autres voies d'exposition, des incorporations ne sont susceptibles de se produire qu'à la suite d'accidents, dont la nature exacte ne peut pas être prévue facilement. Presque aucun modèle mondialement accepté n'a de ce fait été élaboré pour l'incorporation de radionucléides par une peau intacte ou par des plaies, bien que quelques informations sur ces dernières aient été publiées. L'eau tritiée, qui est facilement absorbée à travers une peau intacte, est une exception. On peut supposer que cela entraîne une incorporation supplémentaire de tritium, égale à 50 % de l'activité du tritium inhalé, pour une exposition sur le lieu de travail [29]; on en tient compte en fixant des limites dérivées de concentration dans l'air (LDCA) appropriées. De ce fait, une valeur de référence plus utile pour l'eau tritiée dans l'air serait les deux-tiers de la LDCA, comme indiqué au tableau A-III.

6.4. Dans la publication 26, la CIPR [30] propose l'utilisation de facteurs de pondération (tissulaires)  $w_T$  pour calculer la dose effective engagée à partir des équivalents de doses tissulaires individuels. Ceci fournit un moyen pratique



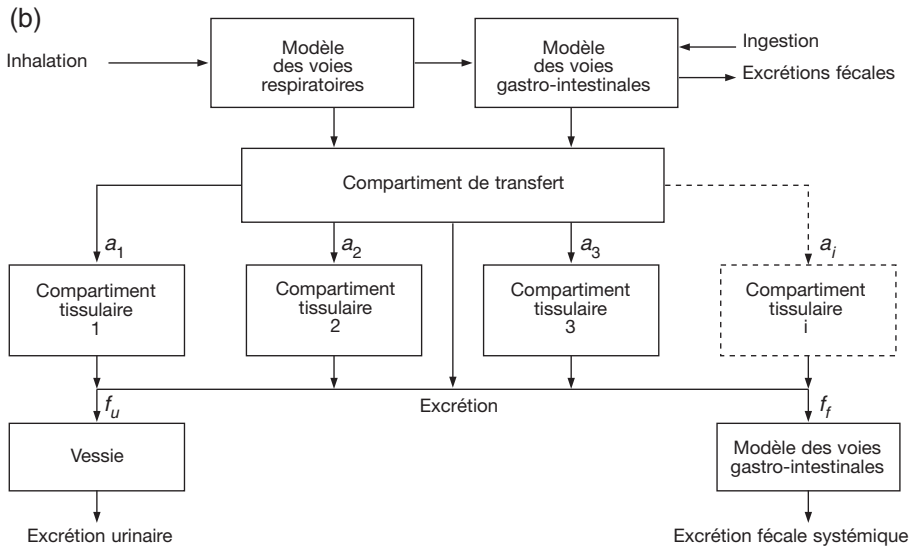
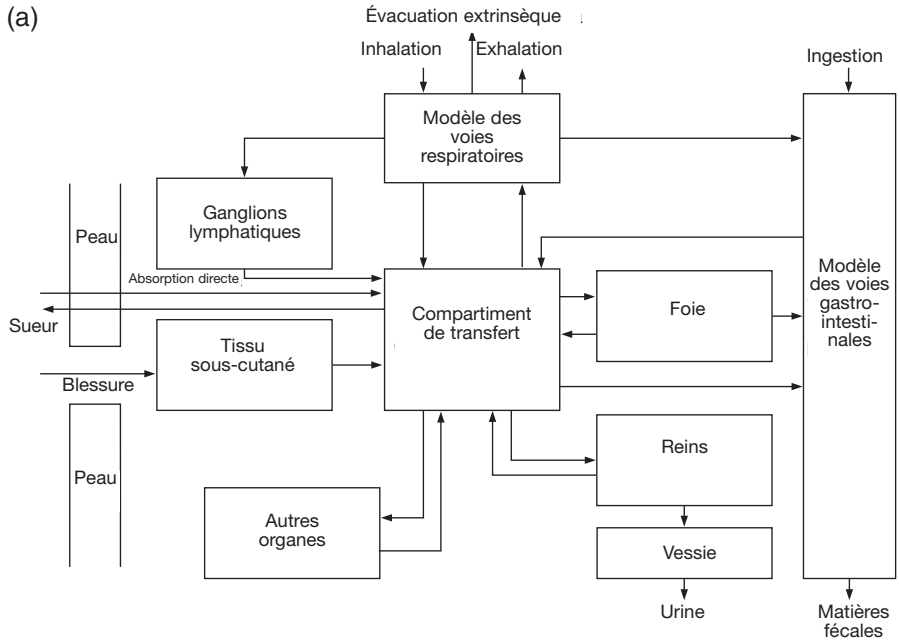


FIG. 2.(a) Voies d'incorporation, de transfert et d'excrétion (d'après [8]);  
(b) modèle général utilisé pour représenter la cinétique des radionucléides dans les compartiments de l'organisme (les exceptions sont notées pour les données métaboliques d'éléments individuels) (d'après [8, 9]).

d'exprimer les doses provenant de rayonnements externes qui sont relativement uniformes pour tous les tissus de l'organisme et d'incorporations de radionucléides qui peuvent être très hétérogènes. La CIPR applique ce conseil dans les différentes parties et les divers suppléments de sa publication 30 [29, 31–33], qui décrivent les modèles biocinétiques utilisés pour calculer les équivalents de dose aux organes et aux tissus provenant d'une incorporation par inhalation et par ingestion d'une large gamme de radionucléides sous différentes formes chimiques. Les modèles donnés dans la publication 30 ne décrivent, cependant, pas complètement la biocinétique des radionucléides dans l'organisme. Il s'agit généralement d'une modélisation par compartiments, avec le transfert de substance entre les compartiments modélisé par une cinétique du premier ordre. La base de la structure de modèle adoptée par la CIPR dans la publication 30 est illustrée dans la fig. 2(b). Ces modèles ont été conçus principalement dans le but de calculer des doses potentielles à partir des radionucléides incorporés et de définir des limites pour l'incorporation. Il ne sont pas destinés à l'interprétation des examens radiotoxicologiques, bien qu'ils aient été utilisés dans ce but dans la publication 54 [8] et conviennent à des fins de protection lorsque les incorporations sont faibles. Ces modèles sont progressivement remplacés par des modèles davantage basés sur la physiologie [9].

6.5. Dans les NFI [2] et dans les recommandations 1990 de la CIPR [6], la méthode de calcul de la dose effective engagée est basée sur celle utilisée pour le calcul de l'équivalent de dose effective engagée, bien qu'à la suite des informations plus précises sur les effets retardés du rayonnement sur les tissus de l'organisme certaines modifications aient été apportées aux valeurs des facteurs de pondération tissulaires et qu'il existe désormais un plus grand nombre de tissus pour lesquels des facteurs de pondération ont été spécifiés (voir tableau A–III).

6.6. Les modèles biocinétiques élaborés par la CIPR sont destinés à être utilisés dans des situations normales, par exemple pour l'évaluation des doses à partir de mesures effectuées selon des programmes de contrôles radiologiques courants. L'évaluation des doses dans des situations d'accident nécessite des informations plus spécifiques sur le moment où a eu lieu l'incorporation et le type d'incorporation, sur la forme physico-chimique des radionucléides et sur les caractéristiques de l'individu (par exemple son poids). Les données spécifiques à l'individu sur la biocinétique des radionucléides peuvent être obtenues à l'aide d'un contrôle radiologique spécial, c'est-à-dire par des mesures directes répétées du corps entier ou de parties spécifiques et des mesures d'excrétions.

## MODÈLES POUR LES DIFFÉRENTES VOIES D'ENTRÉE

### Inhalation

6.7. Les détails d'un nouveau modèle des voies respiratoires de l'être humain dans le cadre de la radioprotection ont été publiés par la CIPR [19]; les caractéristiques principales de ce modèle sont décrites ci-dessous. Ce modèle a été utilisé pour le calcul des coefficients de dose pour l'inhalation donnés dans les NFI [2]. Comme dans l'ancien modèle [29], le dépôt et le relâchement sont traités séparément.

6.8. La principale différence dans cette approche est qu'alors que le modèle de la publication 30 de la CIPR ne calcule que la dose moyenne pour les poumons, le nouveau modèle calcule les doses pour les tissus spécifiques des voies respiratoires (RT) et tient compte des différences de radiosensibilité. Dans le nouveau modèle, les RT sont représentées par cinq régions ( voir fig. 3). Les voies aériennes extrathoraciques (ET) sont divisées en passage nasal antérieur,  $ET_1$  et  $ET_2$ , qui comporte les passages buccal et nasal postérieur, le pharynx et le larynx. Les régions thoraciques sont les bronches (BB), les bronchioles (bb) et la région alvéolaire–interstitielle (AI: la région des échanges gazeux). Le tissu lymphatique est associé aux voies respiratoires extrathoraciques et thoraciques respectivement ( $LN_{ET}$  et  $LN_{TH}$ ). Les valeurs de référence des dimensions et les facteurs d'échelle sont spécifiés dans le modèle.

6.9. Le dépôt des particules inhalées est calculé pour chaque région des voies respiratoires, compte tenu de l'inhalation et de l'exhalation. Ce calcul est fait en fonction de la taille des particules, des paramètres respiratoires et/ou de la charge de travail, et est supposé être indépendant de la forme chimique. Les paramètres de dépôt par défaut en fonction de l'âge sont donnés pour une gamme de tailles de particule allant de 0,6 nm pour le diamètre thermodynamique médian d'activité (DTMA) à 100  $\mu\text{m}$  pour le diamètre aérodynamique médian d'activité (DAMA). Les paramètres de dépôt par défaut pour les individus exposés professionnellement sont donnés en fonction des modèles d'activité moyenne quotidienne. Les coefficients de dose pour l'inhalation sont donnés dans les NFI [2] pour un DAMA de 5  $\mu\text{m}$ , qui est maintenant considéré comme étant la taille de particule par défaut la plus appropriée pour les radionucléides sur le lieu de travail [19]. Les coefficients de dose sont également donnés pour un DAMA de 1  $\mu\text{m}$ , la valeur par défaut utilisée dans la publication 30 (voir le tableau II–III des NFI). Un DAMA de 1  $\mu\text{m}$  est utilisé comme valeur par défaut pour les personnes du public (tableau II–VII des NFI).

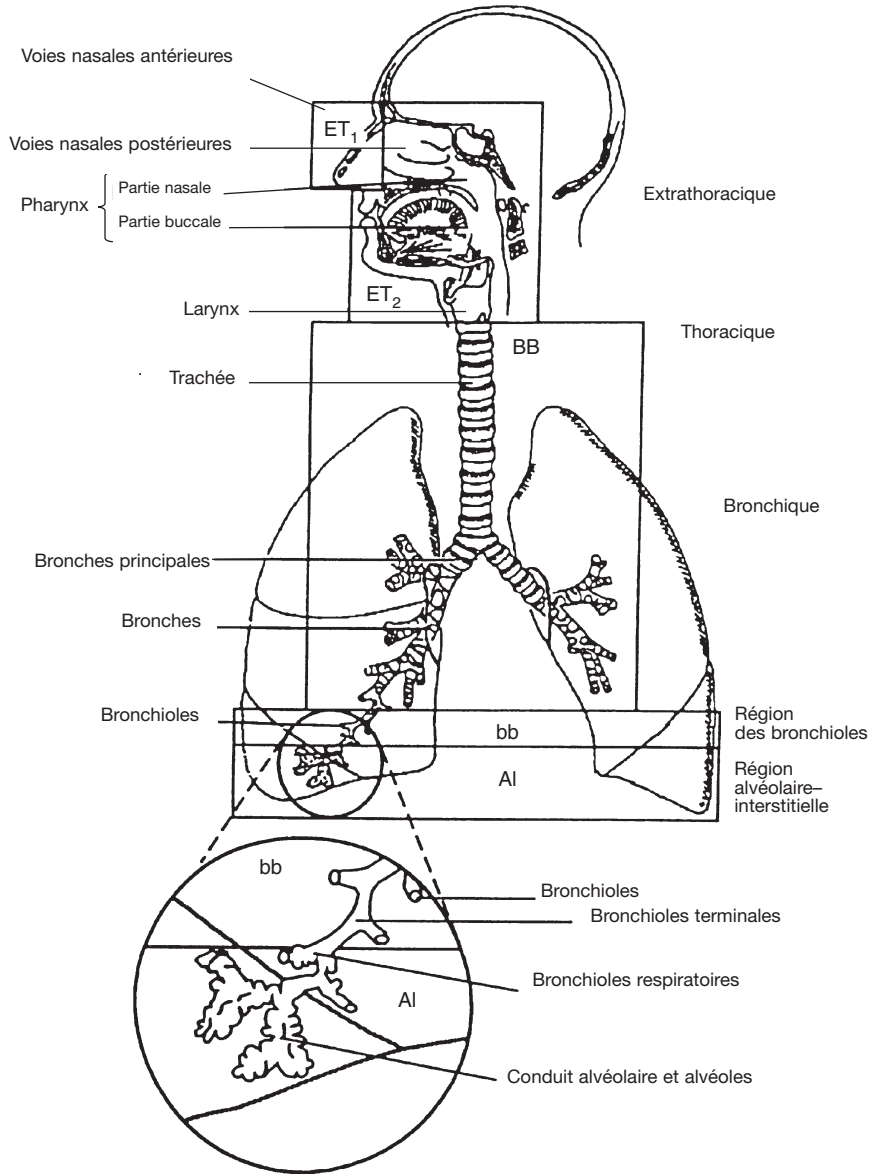


FIG. 3. Régions des voies respiratoires définies dans le nouveau modèle de la CIPR [19]. Les voies aériennes extrathoraciques (ET) sont divisées en passage nasal antérieur,  $ET_1$  et  $ET_2$ , qui comporte les passages buccal et nasal postérieur, le pharynx et le larynx. Les régions thoraciques sont la région bronchique (BB: trachée et bronches principales), la région des bronchioles (bb: bronchioles) et la région alvéolaire-interstitielle (AI: la région des échanges gazeux). Le tissu lymphatique est associé aux voies respiratoires extrathoraciques et thoraciques respectivement ( $LN_{ET}$  et  $LN_{TH}$ ).

6.10. Le relâchement des voies respiratoires est traité sous forme de deux processus concurrents : transport des particules (par relâchement mucociliaire ou transfert vers des ganglions lymphatiques) et absorption dans le sang.

6.11. Le transport des particules est considéré comme étant fonction du dépôt dans les voies respiratoires mais comme étant indépendant de la taille des particules et de la substance. Pour la plupart des régions, le transport mécanique en fonction du temps est modélisé en considérant que la région est constituée de plusieurs compartiments avec des périodes de relâchement différentes. Par exemple, la région AI est divisée en trois compartiments, qui relâchent des particules vers bb avec des périodes biologiques d'environ 35, 700 et 7 000 jours. De la même manière, bb et BB possèdent des compartiments à relâchement rapide et lent. Le relâchement à partir de la région AI comporte également le transfert au tissu lymphatique. Pour bb, BB et ET, il y a des compartiments pour représenter la substance retenue dans un tissu et transportée vers le tissu lymphatique.

6.12. L'absorption dans le sang dépend de la forme physico-chimique du radionucléide déposé dans le système respiratoire, mais est considérée comme étant indépendante du site de dépôt, sauf pour  $ET_1$ , pour lequel on suppose qu'il n'y a aucune absorption. Le modèle autorise des modifications pour la dissolution et l'absorption dans le sang en fonction du temps. L'utilisation d'un taux de dissolution spécifique à la substance est recommandée, mais des paramètres d'absorption par défaut sont donnés et destinés à être utilisés lorsqu'il n'existe aucune information spécifique, à savoir les types F (rapide), M (modéré) et S (lent). Ceci correspond en gros aux classes pulmonaires par défaut de la publication 30, soit respectivement D (jours), W (semaines) et Y (années), bien que les classes pulmonaires se réfèrent aux taux de libération globaux des poumons.

6.13. Les taux d'absorption pour les différents types d'absorption peuvent s'exprimer sous la forme de périodes biologiques approximatives et de quantités correspondantes de substance déposée dans chaque région qu'atteignent les fluides de l'organisme, comme montré dans le tableau I. Pour les trois types d'absorption, toute la matière déposée en  $ET_1$  est enlevée par des moyens extrinsèques, comme l'écoulement nasal. Dans d'autres régions, la plus grande partie de la substance déposée non absorbée est relâchée vers le tractus gastro-intestinal par le transport de particules. Les petites quantités transférées vers les ganglions lymphatiques continuent à être absorbées dans les fluides de l'organisme au même rythme que dans les voies respiratoires.

TABLEAU I. TYPES D'ABSORPTION

	Périodes biologiques	Exemples
Type F	100 % absorbé avec une période biologique de 10 min. Il y a absorption rapide de presque toute la matière déposée dans BB, bb et AI. La moitié de la substance déposée dans ET <sub>2</sub> est évacuée vers le tractus gastro-intestinal par transport de particules et l'autre moitié est absorbée.	Tous les composés du césium, iode
Type M	10 % absorbé avec une période biologique de 10 min et 90% avec une période biologique de 140 j. Il y a absorption rapide d'environ 10 % du dépôt dans BB et bb et 5 % de la substance déposée dans ET <sub>2</sub> . Environ 70 % du dépôt dans AI atteignent les fluides de l'organisme par absorption.	Tous les composés du radium et l'américium
Type S	0,1 % absorbé avec une période biologique de 10 min et 99,9 % avec une période biologique de 7 000 j. Il y a peu d'absorption à partir de ET, BB ou bb et environ 10 % du dépôt dans AI atteignent les fluides de l'organisme par absorption.	Composés insolubles de l'uranium et du plutonium

6.14. Pour les radionucléides inhalés par les travailleurs sous forme particulaire, on suppose que l'incorporation et le dépôt dans les voies respiratoires ne sont régis que par la répartition granulométrique des particules de l'aérosol. La situation est différente pour les gaz et les vapeurs, pour lesquels le dépôt dans les voies respiratoires est spécifique de la substance. Presque toutes les molécules de gaz inhalées entrent en contact avec les surfaces des voies aériennes, mais retournent généralement dans l'atmosphère sauf si elles se dissolvent dans les revêtements de surface, ou réagissent avec eux. La fraction de gaz ou de vapeur inhalée qui est déposée dans chaque région dépend donc de sa solubilité et de sa réactivité. Toutefois, généralement, le dépôt local de gaz ou de vapeur ne peut pas être prévu par un modèle mécaniste, à partir de la connaissance de ses propriétés physiques et chimiques, mais doit être défini par une étude expérimentale *in vivo*.

6.15. Le nouveau modèle attribue aux gaz et aux vapeurs une des trois classes de solubilité/réactivité (SR) par défaut, sur la base de leur modèle initial de dépôt dans les voies respiratoires, comme indiqué dans le tableau II. La rétention ultérieure dans les voies respiratoires et l'absorption dans les fluides de l'organisme sont déterminées par les propriétés chimiques du gaz ou de la

vapeur. L'utilisation du modèle pour calculer les coefficients de dose des travailleurs est décrite dans la publication 68 de la CIPR [34].

6.16. Les conseils donnés par la CIPR et par les NFI [2] sur le dépôt et le relâchement des gaz et des vapeurs sont similaires à ceux concernant la libération à partir des voies respiratoires de radionucléides inhalés sous forme particulaire. Pour les éléments pour lesquels l'inhalation de radionucléides sous forme de gaz ou de vapeur est potentiellement importante, l'utilisation des classes SR par défaut et des types d'absorption (type F ou type V, représentatif d'une absorption très rapide) est recommandée pour les gaz et les vapeurs en l'absence de toute autre information. Seul le comportement de gaz et de vapeurs à faibles activités massiques est étudié. Les coefficients de dose pour l'inhalation de gaz et de vapeurs réactifs ou solubles sont donnés dans le tableau II-IX des NFI [2].

6.17. Le nouveau modèle des voies respiratoires est plus complexe que le modèle de poumon donné dans la publication 30 de la CIPR [29] et possède d'importants avantages dans le sens où il constitue une description plus réaliste du comportement de la substance radioactive inhalée, il peut être utilisé avec des données spécifiques de la matière, que ce soit pour l'évaluation des doses ou pour l'interprétation des informations des examens radiotoxicologiques.

TABLEAU II. CLASSES DE SOLUBILITÉ/RÉACTIVITÉ

	Description	Exemples
Classe SR-0	Insolubles et non réactifs: dépôt négligeable dans les voies respiratoires	$^{41}\text{Ar}$ , $^{85}\text{Kr}$ , $^{133}\text{Xe}$
Classe SR-1	Solubles ou réactifs: le dépôt peut se produire dans toutes les voies respiratoires	Tritium gaz, $^{14}\text{CO}$ , $^{131}\text{I}$ vapeur, $^{195}\text{Hg}$ vapeur
Classe SR-2	Très solubles ou réactifs: dépôt complet dans les voies aériennes extrathoraciques (ET <sub>2</sub> ). Pour le calcul, ils sont traités comme s'ils étaient injectés directement dans le sang.	$^3\text{H}$ dans les composés organiques et eau tritiée

## **Ingestion**

6.18. Le modèle utilisé par les NFI [2] pour décrire le comportement des radionucléides ingérés par les travailleurs est celui donné dans la publication 30 de la CIPR [29]. Il possède quatre compartiments, représentant l'estomac, l'intestin grêle, le gros intestin supérieur et le gros intestin inférieur. Les temps de séjour moyens dans les compartiments du tractus gastro-intestinal sont 1, 4, 13 et 24 h respectivement. L'absorption dans le sang se fait à partir de l'intestin grêle et est spécifiée par des valeurs d'absorption partielle ( $f_1$ ). Les seules modifications apportées aux paramètres du modèle pour le calcul des coefficients de dose pour les travailleurs donnés dans les NFI [2] par rapport à ceux donnés dans la publication 30 de la CIPR [29] concernent certaines valeurs de  $f_1$ .

## **Pénétration par les plaies et la peau intacte**

6.19. La pénétration par les plaies et la pénétration à travers la peau intacte sont des voies supplémentaires de pénétration des radionucléides dans l'organisme. Bien que la plus grosse partie de la substance puisse être retenue à l'endroit de la plaie, la substance soluble peut être transférée au sang et donc aux autres parties de l'organisme. La substance insoluble subira un transfert lent vers le tissu lymphatique régional, où elle se dissoudra graduellement et atteindra éventuellement le sang. Une fraction variable de la substance insoluble peut être retenue sur le site de la plaie ou dans un tissu lymphatique pour le restant de la vie de l'individu. Si une substance particulière pénètre directement dans le sang, elle se dépose principalement dans les cellules phagocytaires du foie, de la rate et de la moelle osseuse.

6.20. Pour les substances radioactives insolubles retenues sur le site de la plaie, les tissus entourant la blessure seront les plus exposés aux rayonnements. Il faudra peut-être envisager, en collaboration avec un médecin, l'excision des tissus locaux contaminés. Pour cela, la variation de la contamination en fonction de la profondeur à l'endroit de la plaie doit être déterminée avec précision. La dose absorbée à l'endroit de la plaie et dans les ganglions lymphatiques régionaux peut être évaluée à partir de l'activité de la substance déposée, des caractéristiques des radionucléides concernés, de la masse de tissu irradiée et du temps écoulé depuis l'exposition. Si les substances sont solubles, elles peuvent alors subir un transfert de la plaie vers le sang avec une vitesse qui dépend de leur solubilité. La répartition de ce composant soluble sera, dans la plupart des cas, similaire à celle d'une substance pénétrant dans le sang à partir des poumons ou du tractus gastro-intestinal, mais il peut y avoir des exceptions



pour certaines formes chimiques de radionucléides qui entrent directement dans le sang.

6.21. Un certain nombre de substances, comme les composés marqués au tritium, les composés carbonés organiques et les composés d'iode, peuvent pénétrer à travers une peau intacte. Dans ces cas-là, une fraction de l'activité passera dans le sang. Des modèles spécifiques doivent être élaborés pour évaluer les doses provenant de ces types d'incorporation [35]. Par exemple, le comportement de composés organiques tritiés à la suite d'une absorption directe à travers la peau sera très différent de celui observé après une inhalation ou une ingestion. Pour la contamination de la peau, il faudra prendre en compte la dose équivalente à la portion de peau contaminée et la dose effective.

6.22. Les modèles biocinétiques élaborés par la CIPR ne peuvent être utilisés pour le calcul de la dose effective provenant du composant soluble qu'une fois l'absorption systémique déterminée [26].

## ACTIVITÉ SYSTÉMIQUE

6.23. La fraction d'une incorporation pénétrant dans la circulation systémique s'appelle l'absorption. Pour le calcul des coefficients de dose dans les NFI [2], les modèles recommandés par la CIPR ont été utilisés pour décrire le comportement des radionucléides qui ont pénétré dans la circulation systémique. À la suite d'un examen des données disponibles sur le comportement des radionucléides dans l'organisme, les modèles recommandés pour un certain nombre d'éléments dans la publication 30 de la CIPR [29, 31–33] ont été révisés, comme indiqué dans les publications 56, 67, 69 et 71 [36–39]. Ces modèles révisés ont également été utilisés pour le calcul des coefficients de dose pour les travailleurs donnés dans les NFI [2]. Les sources des modèles biocinétiques utilisés pour les adultes sont présentées dans le tableau III.

6.24. Un certain nombre de modèles systémiques révisés pour les adultes conservent la structure du modèle de la publication 30 de la CIPR, mais apportent quelques modifications à la répartition des radionucléides entre les divers compartiments du corps et aux fonctions de rétention. De plus, les modèles pour un certain nombre d'éléments ont été entièrement révisés, en particulier pour prendre en compte le recyclage des radionucléides entre les divers compartiments. Dans la publication 30 de la CIPR, un certain nombre de radionucléides ( $^{239}\text{Pu}$  par exemple) ont été considérés comme des «chercheurs de surface osseuse», c'est-à-dire retenus sur la surface des os. On sait que c'est une hypothèse prudente, particulièrement pour les radionucléides émetteurs

TABLEAU III. TYPES D'ABSORPTION PULMONAIRE ET SOURCES DES MODÈLES BIOCINÉTIQUES POUR L'ACTIVITÉ SYSTÉMIQUE UTILISÉS POUR CALCULER LES COEFFICIENTS DE DOSE D'INHALATION POUR LES TRAVAILLEURS

Élément	Type(s) d'absorption pulmonaire <sup>a</sup>	Publication CIPR pour les détails du modèle biocinétique <sup>b</sup>
Hydrogène	G	56
Béryllium	M, S	30, Partie 3
Carbone	G	56
Fluor	F, M, S	30, Partie 2
Sodium	F	30, Partie 2
Magnésium	F, M	30, Partie 3
Aluminium	F, M	30, Partie 3
Silicium	F, M, S	30, Partie 3
Phosphore	F, M	30, Partie 1
Soufre	F, M, G	67
Chlore	F, M	30, Partie 2
Potassium	F	30, Partie 2
Calcium	M	30, Partie 2
Scandium	S	30, Partie 3
Titane	F, M, S	30, Partie 3
Vanadium	F, M	30, Partie 3
Chrome	F, M, S	30, Partie 2
Manganèse	F, M	30, Partie 1
Fer	F, M	69
Cobalt	M, S	67
Nickel	F, M, G	67
Cuivre	F, M, S	30, Partie 2
Zinc	F, M, S	67
Gallium	F, M	30, Partie 3
Germanium	F, M	30, Partie 3
Arsenic	M	30, Partie 3
Sélénium	F, M	69

TABLEAU III. (suite)

Élément	Type(s) d'absorption pulmonaire <sup>a</sup>	Publication CIPR pour les détails du modèle biocinétique <sup>b</sup>
Brome	F, M	30, Partie 2
Rubidium	F	30, Partie 2
Strontium	F, S	67
Yttrium	M, S	30, Partie 2
Zirconium	F, M, S	56 et 67
Niobium	M, S	56 et 67
Molybdène	F, S	67
Technétium	F	67
Ruthénium	F, S, G	56 et 67
Rhodium	F, M, S	30, Partie 2
Palladium	F, M, S	30, Partie 3
Argent	F, M, S	67
Cadmium	F, M, S	30, Partie 2
Indium	F, M	30, Partie 2
Étain	F, M	30, Partie 3
Antimoine	F, M	69
Tellure	F, M, G	67
Iode	F, G	56 et 67
Césium	F	56 et 67
Baryum	F	67
Lanthane	F, M	30, Partie 3
Cérium	M	56 et 67
Praséodyme	M, S	30, Partie 3
Néodyme	M, S	30, Partie 3
Prométhéum	M, S	30, Partie 3
Samarium	M	30, Partie 3
Europium	M	30, Partie 3
Gadolinium	F, M	30, Partie 3
Terbium	M	30, Partie 3

TABLEAU III. (suite)

Élément	Type(s) d'absorption pulmonaire <sup>a</sup>	Publication CIPR pour les détails du modèle biocinétique <sup>b</sup>
Dysprosium	M	30, Partie 3
Holmium	M	30, Partie 3
Erbium	M	30, Partie 3
Thulium	M	30, Partie 3
Ytterbium	M, S	30, Partie 3
Lutétiium	M, S	30, Partie 3
Hafnium	F, M	30, Partie 3
Tantale	M, S	30, Partie 3
Tungstène	F	30, Partie 3
Rhénium	F, M	30, Partie 2
Osmium	F, M, S	30, Partie 2
Iridium	F, M, S	30, Partie 2
Platine	F	30, Partie 3
Or	F, M, S	30, Partie 2
Mercure (inorganique)	F, M	30, Partie 2
Mercure (organique)	F	30, Partie 2
Thallium	F	30, Partie 3
Plomb	F	67
Bismuth	F, M	30, Partie 2
Polonium	F, M	67
Astate	F, M	30, Partie 3
Francium	F	30, Partie 3
Radium	M	67
Actinium	M, S	30, Partie 3
Thorium	F, M, S	69
Protactinium	M, S	30, Partie 3
Uranium	F, M, S	69
Neptunium	M	67
Plutonium	M, S	67

TABLEAU III. (suite)

Élément	Type(s) d'absorption pulmonaire <sup>a</sup>	Publication CIPR pour les détails du modèle biocinétique <sup>b</sup>
Américium	M	67
Curium	M	71
Berkélium	M	30, Partie 4
Californium	M	30, Partie 4
Einsteinium	M	30, Partie 4
Fermium	M	30, Partie 4
Mendélévium	M	30, Partie 4

<sup>a</sup> Pour les particules, F (rapide), M (modéré) ou S (lent) ; G indique des gaz et des vapeurs.

<sup>b</sup> Également pour les coefficients de dose d'ingestion.

alpha. Des preuves provenant de données sur l'homme et d'études sur les animaux indiquent qu'une fraction du plutonium se retrouve enfouie à cause de la croissance et du renouvellement des os, tandis qu'une autre fraction est désorbée et retourne dans le sang. Une partie de celle-ci peut être déposée de nouveau dans le squelette et dans le foie ou être excrétée. Par contre, pour les radionucléides «chercheurs de volume osseux», comme  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{226}\text{Ra}$ , la publication 30 suppose qu'ils sont instantanément répartis dans tout le volume de l'os. En pratique, le processus est progressif, bien qu'il se produise plus rapidement que pour les radionucléides «chercheurs de surface» comme le plutonium. Pour tenir compte du comportement connu des radionucléides et des connaissances actuelles de la physiologie de l'os, des modèles génériques pour le plutonium et les autres actinides (Cm, Am, Np et Th) [37–39] ainsi que pour les métaux alcalino-terreux (Ca, Sr, Ba et Ra) [37, 39] ont été élaborés. Le modèle concernant les métaux alcalino-terreux a également été appliqué, avec quelques modifications, au plomb et à l'uranium [37, 38].

6.25. Un certain nombre de radionucléides se désintègrent en nucléides eux-mêmes radioactifs. L'hypothèse habituelle dans la publication 30 de la CIPR est que ces produits de désintégration suivent la biocinétique de leurs parents, bien qu'il y ait quelques exceptions pour les produits de désintégration qui sont des isotopes de gaz rares ou d'iode. Dans les modèles biocinétiques révisés, des

biocinétiques systémiques distinctes ont été appliquées au parent et à ses produits de désintégration pour les incorporations de radio-isotopes du plomb, du radium, du thorium et de l'uranium.

## EXCRÉTATS

6.26. Dans les modèles biocinétiques décrits dans la publication 30 de la CIPR, aucune information spécifique n'a été donnée sur l'excrétion dans l'urine et les matières fécales, bien que les modèles aient été utilisés dans la publication 54 [8] pour l'interprétation des données d'excrétion. Dans les recommandations 1990 de la CIPR [6], cependant, des valeurs de  $w_T$  explicites ont été attribuées pour la vessie et le côlon, et dans les modèles biocinétiques révisés pour les travailleurs donnés par la CIPR [34], des informations spécifiques sont données sur l'excrétion dans l'urine et les matières fécales.

6.27. Pour l'évaluation des doses à partir de l'activité systémique libérée dans les matières fécales, on utilise le modèle du tractus gastro-intestinal, en supposant une sécrétion des radionucléides du sang dans le gros intestin supérieur. Un modèle pour la vessie a été adapté pour le calcul des doses à la paroi de la vessie [37].

## COEFFICIENTS DE DOSE

6.28. Les coefficients de dose (doses effectives engagée par unité d'incorporation) sont donnés dans les NFI [2] pour les incorporations par ingestion et par inhalation. Les coefficients de dose pour des radionucléides sélectionnés sont également donnés dans ce rapport, dans le tableau A-1. Ces valeurs de dose effective engagée se rapportent à des voies d'incorporation spécifiques et ne peuvent pas être utilisées directement pour l'évaluation de doses provenant d'injection dans le sang ou de transfert au sang à partir de plaies ou d'absorption à travers la peau.

6.29. Pour de nombreux radionucléides, les coefficients de dose sont donnés pour différents types d'absorption pulmonaire et/ou pour différentes valeurs de  $f_1$ . Le choix de la valeur la plus appropriée pour une situation donnée devrait être basé sur une connaissance des caractéristiques physico-chimiques des matières présentes sur le lieu de travail. Des conseils sont donnés dans les NFI (tableaux II-IV et II-V) pour les valeurs des facteurs de transfert dans l'intestin ( $f_1$ ) et les types d'absorption pulmonaire pour diverses formes chimiques des éléments. Dans certains cas, peu d'informations sont disponibles sur les caractéristiques de l'incorporation; dans ce cas, la valeur la plus restrictive (c'est-à-dire celle indiquant la dose la plus élevée) devrait être utilisée.

## ÉVALUATIONS SPÉCIFIQUES DU LIEU DE TRAVAIL

6.30. Dans le cas d'expositions accidentelles importantes, il sera souvent nécessaire d'utiliser des valeurs paramétriques dans le calcul des doses équivalentes au tissu ou à l'organe et de la dose effective spécifiques des conditions d'exposition et de l'individu. De la même manière, dans des situations normales, il peut être nécessaire de tenir compte des circonstances particulières de l'exposition plutôt que d'utiliser des paramètres par défaut. Le nouveau modèle pour les voies respiratoires [34] adopte un DAMA de  $5\ \mu\text{m}$  comme taille de particule par défaut lorsque aucune information spécifique n'est disponible. Le dépôt régional de particules en suspension dans l'air est soumis aux mécanismes de sédimentation, d'impaction et de diffusion. Le dépôt dans tout le système respiratoire et donc les coefficients de dose par inhalation dépendent des paramètres de l'aérosol, comme le DAMA. De la même manière, les coefficients de dose pour l'ingestion dépendent du choix d'une valeur de  $f_1$  appropriée.

6.31. Si l'on se base sur le nouveau modèle des voies respiratoires [19], le dépôt dans le thorax d'aérosols préoccupants en exposition professionnelle est le plus grand dans la région AI, mais décroît progressivement au fur et à mesure que la taille des particules augmente (fig. 4). L'étendue du dépôt dans chaque région, ainsi que la forme chimique inhalée, peut avoir une influence significative sur la dose effective. Ainsi, pour le  $^{239}\text{Pu}$ , la dose effective engagée pour les composés de type M et de type S décroît progressivement lorsque le DAMA augmente, reflétant la diminution du dépôt dans la région AI et dans les voies de circulation aériennes (BB et bb) (fig. 4 et 5). Pour cet exemple, l'hypothèse de caractéristiques du type M sera plus restrictive que celles de type S pour le calcul de la dose effective. Le calcul montre que les autres caractéristiques de l'aérosol, comme la densité des particules et le facteur de forme, n'ont qu'une faible influence sur la dose effective engagée [40].

## 7. INTERPRÉTATION DES MESURES

### INTRODUCTION

7.1. Les mesures directes ou indirectes fournissent des informations sur la quantité de radionucléides présents dans l'organisme, dans des parties du corps comme des organes ou tissus spécifiques, dans un échantillon biologique ou dans un échantillon prélevé dans l'environnement de travail. La première utilisation de ces données sera probablement une estimation de l'incorporation du

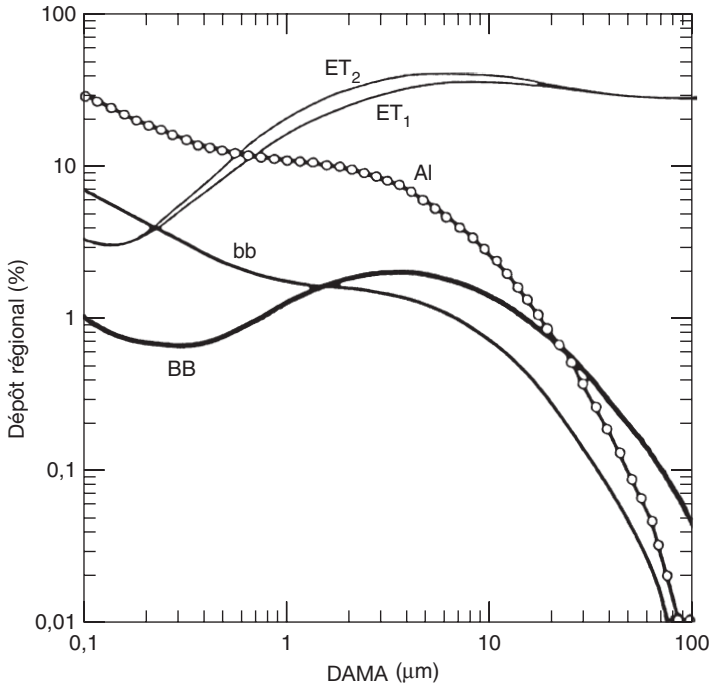


FIG. 4. Influence de la taille des particules sur le dépôt dans différentes régions des voies respiratoires [19].

radionucléide par le travailleur. Les modèles biocinétiques qui décrivent le contenu dans l'organisme et les organes, l'activité dans les excréats en fonction du temps écoulé après une incorporation et les modèles d'exposition qui relient l'incorporation aux conditions du lieu de travail sont utilisés dans ce but. Les mesures d'activité dans l'organisme peuvent être également utilisées pour estimer les débits de dose directement. Le calcul des doses engagées à partir des mesures directes implique quand même l'emploi d'un modèle biocinétique s'il n'y a pas suffisamment de mesures disponibles pour déterminer les fonctions de rétention.

7.2. L'objectif de la présente section est de faire une présentation générale de l'interprétation des mesures et d'illustrer ce processus en prenant comme exemple une évaluation de dose simple pour une incorporation de <sup>131</sup>I, basée sur des résultats de contrôle radiologique directs et indirects. La figure 6 résume l'approche générale.

7.3. Pour calculer une estimation de l'incorporation, la charge corporelle ou le taux d'excrétion mesuré,  $M$ , est divisé par la fraction  $m(t)$  d'incorporation



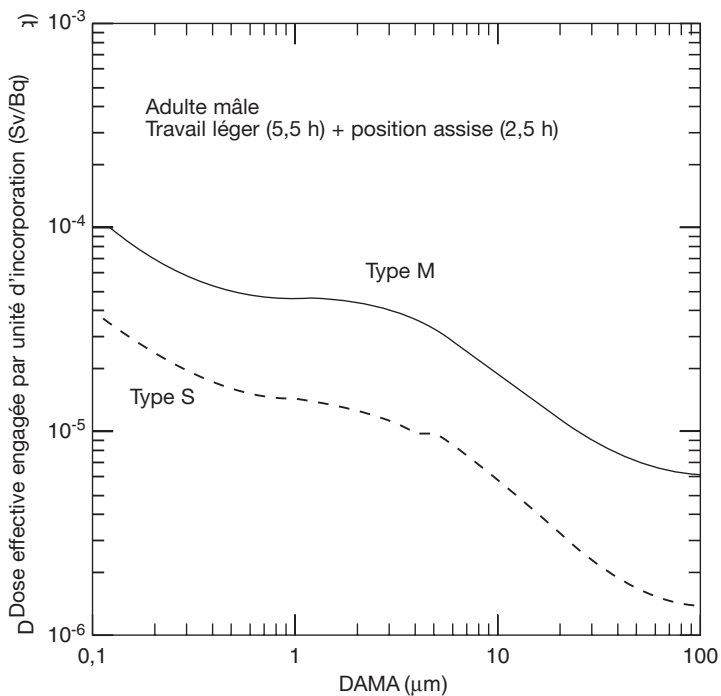


FIG. 5. Influence du DAMA sur la dose effective engagée pour du  $^{239}\text{Pu}$  inhalé sous forme de composés de type M ou de type S [40].

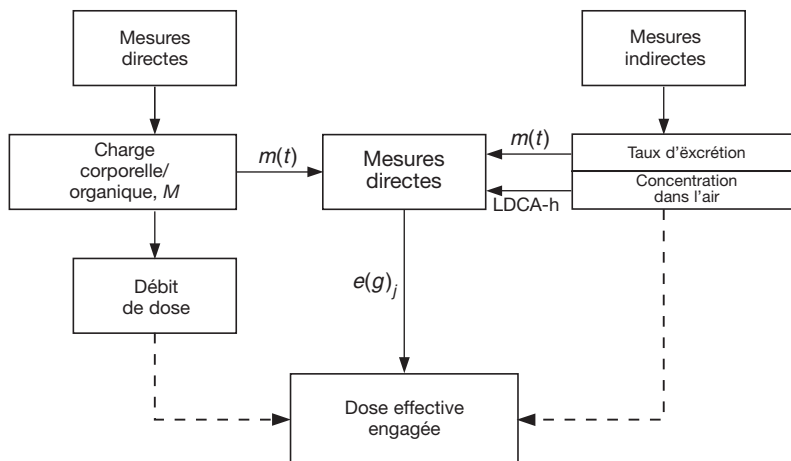


FIG. 6. Schéma général pour l'interprétation des résultats des mesures du contrôle radiologique (d'autres méthodes possibles pour le calcul sont indiquées par des lignes pointillées).

retenue dans le corps entier (mesure directe) ou ayant été excrétée de l'organisme (mesure indirecte) au temps  $t$  (habituellement en jours) après l'incorporation :

$$\text{Incorporation} = \frac{M}{m(t)}$$

La CIPR a publié des valeurs génériques de  $m(t)$  pour des radionucléides sélectionnés dans les tissus ou les excréments, accompagnées des fonctions de rétention pour l'activité systémique [8]. De plus amples informations sont fournies dans la publication 78 de la CIPR [9] avec des modèles biocinétiques plus récents.

7.4. Lorsque des incorporations importantes ont pu se produire, des calculs plus précis basés sur des paramètres spécifiques de l'individu (dosimétrie spéciale) devraient être effectués (section 3). Si plusieurs mesures sont disponibles, une meilleure estimation simple de l'incorporation peut être obtenue, par exemple, par la méthode des moindres carrés [41, 42].

## EXEMPLE D'ÉVALUATION DE DOSE POUR UNE INCORPORATION DE $^{131}\text{I}$

### Sources des données de mesure

7.5. L'exposition professionnelle due à l'iode radioactif survient dans l'industrie nucléaire, en médecine nucléaire et dans la recherche. Une exposition courante est due à  $^{131}\text{I}$ , un radio-isotope de courte période (période de 8 j) qui se désintègre en émettant des particules bêta (énergie moyenne de 0,19 MeV pour l'émission principale) et du rayonnement gamma (émission principale 0,36 MeV) [43]. L'iode est rapidement absorbé dans la circulation suivant l'inhalation ou l'ingestion, se concentre dans la thyroïde et est excrété principalement dans l'urine [34, 36]. Ainsi, après une incorporation,  $^{131}\text{I}$  peut être détecté directement par la mesure de l'activité dans la thyroïde ou indirectement dans des prélèvements d'urine.

7.6. Lorsque des incorporations de  $^{131}\text{I}$  peuvent se produire, un programme de contrôle radiologique courant peut être basé sur une mesure directe de la thyroïde ou sur un contrôle radiologique indirect de l'urine ou d'échantillons du lieu de travail. Le choix de la méthode de contrôle radiologique dépendra de facteurs tels que la disponibilité de l'instrumentation sur place (étant donné que l'isotope a une période courte) et les coûts relatifs des analyses, ainsi que

la sensibilité nécessaire (voir section 3). Bien que la mesure directe de l'activité dans la thyroïde fournisse la base pour l'évaluation de dose la plus précise, les autres méthodes peuvent permettre un contrôle radiologique adéquat et être mieux adaptées à certaines circonstances particulières.

### **Informations biocinétiques**

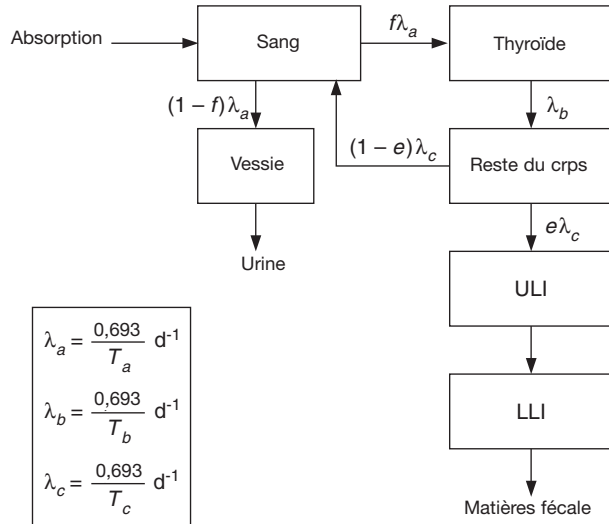
7.7. Toutes les formes courantes d'iode sont facilement absorbées par l'organisme. Pour l'inhalation d'iode sous forme particulaire, on suppose une absorption pulmonaire de type F, tandis que la vapeur d'iode élémentaire est affectée à la classe SR-1 (soluble ou réactive) avec une absorption de type F. L'absorption d'iode à partir du tractus gastro-intestinal est supposée être complète, c'est-à-dire  $f_1 = 1$ . Les coefficients de dose pour ces formes d'incorporation sont donnés dans le tableau A-1.

7.8. Le modèle biocinétique le plus récent pour l'iode systémique recommandé par la CIPR [36] (fig. 7) est similaire à celui décrit dans la publication 30 de la CIPR [29]. Pour les adultes, on suppose que, concernant l'iode atteignant le sang, 30 % sont transportés jusqu'à la glande thyroïde et les 70 % restants sont excrétés directement dans l'urine via la vessie. La période biologique dans le sang est considérée comme étant égale à 6 h. L'iode incorporé dans les hormones thyroïdiennes quitte la glande avec une période biologique de 80 j et pénètre dans les autres tissus, où il est retenu avec une période biologique de 12 j. La plus grande partie de l'iode (80 %) est ensuite libérée dans la circulation pour être absorbée par la thyroïde ou être excrétée dans l'urine directement; le reste est excrété via le gros intestin dans les matières fécales. Étant donné la période physique courte de  $^{131}\text{I}$ , ce recyclage n'est pas important du point de vue de la dose effective engagée.

### **Mesures directes**

7.9. L'iode 131 dans l'organisme est normalement contrôlé directement en mesurant l'activité dans la thyroïde avec un simple détecteur NaI(Tl) [7]. Lorsque qu'un mélange de radio-isotopes d'iode est rencontré, la détermination spectroscopique de l'émission gamma de  $^{131}\text{I}$  peut être nécessaire.

7.10. Comme exemple, supposons que dans un programme de contrôle radiologique courant, avec une période de contrôle de 14 jours, un contenu thyroïdien de 3 000 Bq en  $^{131}\text{I}$  soit détecté chez un travailleur de sexe masculin. Étant donné le type d'opérations en cours sur ce lieu de travail, on suppose que toute exposition sera due à une inhalation sous forme particulaire plutôt que



$$\lambda_a = \frac{0,693}{T_a} \text{ d}^{-1}$$

$$\lambda_b = \frac{0,693}{T_b} \text{ d}^{-1}$$

$$\lambda_c = \frac{0,693}{T_c} \text{ d}^{-1}$$

Paramètres du modèle pour l'iode

Âge	$f_1$	Absorption par la thyroïde, $f$	Excrétion fécale, $e$	Période biologique(d)		
				Thyroïde $T_a$	Thyroïde $T_b$	Reste du corps $T_c$
Adulte	1	0,3	0,2	0,25	80	12

FIG. 7. Modèles biocinétiques pour l'iode chez des adultes (d'après [36]).

sous forme vapeur (bien que pour  $^{131}\text{I}$  cette hypothèse ne soit pas essentielle). De la même manière, les incorporations par ingestion conduiraient au même modèle de rétention et d'excrétion [8, 9], et à la même dose effective engagée calculée à partir des données du contrôle radiologique.

7.11. Lorsque le modèle d'incorporation n'est pas connu et que la période de contrôle radiologique est cohérente avec les conseils donnés dans la section 3, on devrait supposer qu'une incorporation grave s'est produite au milieu de la période de contrôle radiologique, à condition que les incorporations ne soient pas chroniques. Avec cette hypothèse, on peut démontrer à partir du modèle biocinétique que 7,4 % de la substance radioactive inhalée sous forme particulaire (type F) avec un DAMA par défaut de  $5 \mu\text{m}$  sont retenus dans la thyroïde après 7 j [8]. Ainsi,  $m(7) = 0,074$  et le résultat du contrôle de l'exemple du paragraphe précédent indiquerait une incorporation de 41 kBq. L'application des coefficients de dose donnés dans les NFI [2] et dans le tableau A-1 aboutit à une dose effective engagée de  $450 \mu\text{Sv}$  pour une telle incorporation. Une telle dose peut nécessiter une investigation de suivi (voir section 3).

## Mesures indirectes

### *Urine*

7.12. Un jour après la mesure directe de la thyroïde, le travailleur décrit dans l'exemple précédent fournit un prélèvement d'urine sur 24 h, dont on s'aperçoit qu'il contient 30 Bq de  $^{131}\text{I}$ . À partir du modèle biocinétique relatif à une particule de type F,  $m(8)$  pour une excrétion urinaire journalière est de  $1,1 \times 10^{-4}$  [9]. Sur cette base, on obtiendrait par le calcul une incorporation de 270 kBq et une dose efficace engagée de 3 mSv (pour un aérosol avec un DAMA de  $5 \mu\text{m}$ ). Dans cet exemple, on ne tient pas compte d'incorporations précédentes.

### *Mesures de l'air du lieu de travail*

7.13. Dans l'exemple, un examen des mesures de l'air sur le lieu de travail pendant la période de contrôle radiologique, dans les installations où l'exposition a pu se produire, a démontré que les concentrations en  $^{131}\text{I}$  étaient généralement faibles mais variables. Des concentrations maximales comprises entre 10 et 20 kBq/m<sup>3</sup> (12 à 25 fois la valeur de la LDCA, voir tableau A-II) ont été enregistrées pendant de courtes durées plusieurs fois pendant la période et en plusieurs endroits. Avec un rythme respiratoire par défaut de 1,2 m<sup>3</sup>/h, une incorporation de 24 kBq peut être subie lorsque l'on travaille une heure sans protection respiratoire avec une concentration de 20 kBq/m<sup>3</sup>. Si le travailleur s'est trouvé dans cette situation ou s'il a travaillé un peu plus longtemps avec une protection respiratoire limitée, l'incorporation calculée à partir du contrôle radiologique de l'air devrait être cohérente, dans la limite de précision normalement obtenue avec de telles méthodes, avec celle calculée à partir des mesures radiotoxicologiques.

## Évaluation de dose

7.14. Les grandes différences entre les estimations d'incorporation calculées à partir de la mesure directe de la thyroïde et celles de la mesure de la substance radioactive excrétée dans l'urine suggèrent qu'au moins une des hypothèses par défaut utilisées pour calculer ces estimations est fautive. Bien qu'il y ait des différences individuelles importantes en ce qui concerne l'incorporation d'iode et le métabolisme, ces différences ne peuvent généralement pas expliquer un écart d'un facteur de presque dix. D'autre part, le taux d'excrétion de  $^{131}\text{I}$  dans l'urine décroît sensiblement avec le temps après l'incorporation, avec un facteur de plus de 1 000 au cours de la période de contrôle radiologique, si bien

que l'hypothèse par défaut concernant le moment de l'incorporation est une source probable d'erreur. Si on suppose que l'incorporation s'est produite trois jours avant l'analyse du prélèvement d'urine (c'est-à-dire deux jours avant la fin de la période de contrôle radiologique), plutôt qu'au milieu de la période de contrôle (huit jours avant le prélèvement), l'incorporation estimée à partir de la mesure effectuée sur l'urine sera de 21 kBq et celle estimée à partir de la mesure effectuée sur la thyroïde sera de 25 kBq, ce qui représente un accord satisfaisant.

7.15. Selon le modèle biocinétique, la fraction de  $^{131}\text{I}$  inhalé retenue dans la thyroïde ne se modifie que d'un facteur d'environ trois au cours de la période totale du contrôle radiologique. En l'absence de meilleures preuves provenant de l'examen des sources d'exposition possibles du lieu de travail, cette hypothèse affinée fournit une base plus fiable pour l'évaluation de dose. La dose efficace engagée pour cet exemple serait alors de 270  $\mu\text{Sv}$ . Un second prélèvement d'urine effectué quelques jours après devrait être utilisé pour vérifier cette conclusion.

7.16. La dose efficace engagée calculée à partir des résultats du contrôle radiologique direct de la thyroïde est relativement insensible aux hypothèses relatives au moment de l'incorporation. C'est à cause de la modification rapide de l'excrétion urinaire en fonction du temps écoulé après l'incorporation que la mesure directe fournit une base beaucoup plus fiable pour l'interprétation des mesures du contrôle radiologique courant pour l'iode radioactif, bien qu'un examen d'urine puisse quand même être adéquat pour détecter des incorporations importantes.

7.17. La mesure de concentrations dans l'air dépassant largement une LDCA aurait déclenché un contrôle individuel des travailleurs qui étaient présents sur le lieu de travail. Toutefois, étant donné leur dépendance directe vis-à-vis de la période d'exposition, des rythmes respiratoires, des niveaux de protection et d'autres facteurs qui ne seront connus qu'approximativement, les estimations d'incorporation basées sur un contrôle radiologique de l'air pour  $^{131}\text{I}$  sont bien moins fiables que celles basées sur des mesures individuelles.

## INCERTITUDES SUR LES ÉVALUATIONS DE DOSE

7.18. Les modèles qui ont été élaborés par la CIPR pour décrire le comportement des radionucléides dans l'organisme, et donc pour évaluer les incorporations, fournissent les méthodes les plus récentes disponibles pour l'évaluation

de dose. Il existe cependant un certain nombre d'incertitudes dont il faut tenir compte lors de l'interprétation des données du contrôle radiologique.

7.19. Les méthodes directes s'appuient sur les résultats du contrôle radiologique du corps entier ou d'une partie de ce dernier. La précision des mesures dépendra principalement du niveau d'activité, mais également de l'étalonnage des équipements de contrôle. Les limites de détection d'un radionucléide particulier peuvent être calculées en connaissant la sensibilité de l'équipement et la valeur du bruit de fond dans la région concernée.

7.20. Pour les méthodes indirectes, la précision des mesures de niveaux d'activité dans des échantillons physiques ou biologiques dépend d'éléments similaires. Il est, cependant, généralement possible de définir précisément la géométrie de comptage et les temps de comptage peuvent être prolongés si nécessaire pour obtenir des statistiques de comptage acceptables pour tous les échantillons sauf ceux qui possèdent une très faible activité (ou des périodes très courtes).

7.21. À partir de l'évaluation de l'activité dans le corps entier ou dans des échantillons de tissus ou d'excrétions, les modèles servant à décrire le comportement des radionucléides dans l'organisme sont ensuite utilisés pour évaluer l'incorporation et la dose. La fiabilité des estimations de dose dépend donc de la précision des modèles et de toute limitation de leur application dans des circonstances particulières. Cela dépendra de nombreux facteurs. En particulier, la connaissance du moment de l'incorporation et du type d'incorporation (aiguë ou chronique) est essentielle pour obtenir une estimation fiable de la dose.

7.22. Lorsque la période d'échantillonnage ne permet pas d'estimer la période biologique du radionucléide, l'hypothèse d'une longue période de rétention dans l'organisme pour les besoins de l'évaluation de dose peut entraîner une sous-estimation de l'incorporation et donc de la dose effective engagée. Le degré de sous-estimation ou de surestimation de la dose dépendra du modèle global de rétention dans l'organisme.

7.23. Le comportement des radionucléides qui pénètrent dans l'organisme par ingestion ou inhalation dépendra de leurs caractéristiques physico-chimiques. Pour les radionucléides inhalés, la taille des particules est particulièrement importante car elle influe sur le dépôt dans le système respiratoire, tandis que pour l'ingestion le facteur d'absorption intestinal  $f_1$  peut fortement influencer sur la dose effective. Pour le contrôle radiologique courant lorsque les expositions

sont bien à l'intérieur des limites pour l'incorporation, les paramètres recommandés dans les NFI [2] peuvent suffire pour évaluer les incorporations. Toutefois, pour les expositions approchant ou dépassant ces limites, des informations plus spécifiques sur la forme physique et chimique de l'incorporation et les caractéristiques de l'individu peuvent être nécessaires pour améliorer la précision des prévisions du modèle.

## COEFFICIENTS DE DOSE ET LIMITES DÉRIVÉES DE CONCENTRATION DANS L'AIR

7.24. L'annexe donne des coefficients de dose  $e(g)_j$  tirés des NFI [2] et les LDCA pour des radionucléides sélectionnés susceptibles d'être présents sur le lieu de travail. Les LDCA sont calculées sur la base d'une limite de dose effective de 20 mSv par an, d'un temps de travail de 2 000 h par an et d'un rythme respiratoire de 1,2 m<sup>3</sup>/h et sont données pour des DAMA de 1 et 5 µm.

## 8. TENUE ET COMMUNICATION DES DOSSIERS DE SUIVI DOSIMÉTRIQUE

### GÉNÉRALITÉS

8.1. La tenue de dossiers de suivi dosimétrique consiste à élaborer et conserver les enregistrements des doses individuelles des travailleurs sous rayonnements. C'est une partie essentielle du processus de contrôle radiologique des expositions des individus aux rayonnements et elle contribue à atteindre les objectifs globaux (section 3). Des conseils généraux sur la tenue et la communication des dossiers de suivi dosimétrique sont donnés dans le guide de sûreté connexe [3]. De plus amples informations se rapportant spécifiquement aux doses dues à l'incorporation de radionucléides sont données ci-dessous.

8.2. Les dossiers devraient aider à prendre des décisions, à démontrer et à faciliter la conformité à la réglementation, permettre une reconstitution des résultats à n'importe quel moment ultérieur et faciliter la coordination avec les autres enregistrements requis, comme ceux du contrôle radiologique externe et



du contrôle radiologique de zone. Ils devraient donc être facilement récupérables et protégés contre la perte. Une telle protection est habituellement obtenue en conservant des copies des enregistrements dans des endroits bien distincts de telle manière qu'un seul incident ne puisse détruire à la fois les copies et les originaux. Les dossiers devraient être réunis pour chaque individu contrôlé, identifiés par site, par objectif, par date et par auteur et devraient être lisibles et intelligibles pour une personne qualifiée, complets et précis. Il faudra éventuellement tenir compte de toute obligation nationale applicable ou de tout accord international concernant la confidentialité des enregistrements de données personnelles.

## TENUE DE DOSSIERS POUR LE CONTRÔLE RADIOLOGIQUE INDIVIDUEL

8.3. L'objectif de la tenue de dossiers, la nature et le cadre des enregistrements et l'étendue des systèmes de conservation des enregistrements dépendent des obligations nationales. Les dossiers devraient inclure les résultats du contrôle individuel aussi bien pour les rayonnements externes que pour les incorporations de substances radioactives.

8.4. Les dossiers typiques générés dans un programme de contrôle radiologique de l'exposition interne incluent les données directement utiles et les documents justificatifs. Les dossiers devraient assurer la traçabilité des mesures et de l'évaluation de dose. Les informations directement utiles comportent les données sur les échantillons, comme la date et l'heure du prélèvement et l'attestation d'un suivi des échantillons, les données brutes des dispositifs de mesure, comme les taux de comptage dans des fenêtres d'énergie spécifiques, les mesures de bruits de fond et d'étalons et les données d'étalonnage pour les compteurs, les résultats calculés comme l'activité dans l'organisme ou les taux d'excrétion journaliers et leurs analyses statistiques, les estimations calculées d'incorporation et les modèles biocinétiques qui ont servi à leur calcul, ainsi que les doses effectives engagées estimées et les facteurs de conversion de dose utilisés. Les documents justificatifs incluent les procédures et les pratiques de travail, les dossiers sur la formation, les procédures d'assurance de la qualité (AQ), les données du contrôle de la qualité comme les tendances du bruit de fond, les estimations de l'activité minimale détectable, les résultats des analyses des échantillons, les enregistrements et les procédures d'étalonnage des équipements et la traçabilité des sources-étalons.

## TENUE DE DOSSIERS POUR LE CONTRÔLE RADIOLOGIQUE DU LIEU DE TRAVAIL

8.5. Les exigences concernant la tenue de dossiers pour les enregistrements du contrôle radiologique de zone, comme les échantillons d'air et les études de contamination de surface, sont similaires à celles concernant les enregistrements du contrôle radiologique individuel. Bien que de tels dossiers puissent également être conservés à des fins de radioprotection opérationnelle, on ne considère ici que leur utilisation pour l'évaluation de l'exposition interne. Si une évaluation de l'exposition interne a été basée sur un échantillon d'air, alors toutes les données se rapportant à cet échantillon et aux équipements avec lesquels il a été prélevé devraient être conservées exactement comme le sont les données de mesures directes et les analyses d'excrétats. Même si des données de contrôle radiologique de zone ne sont pas utilisées pour l'évaluation de l'exposition interne, elles devraient être conservées pour de futures vérifications des conditions sur le lieu de travail.

8.6. Les dossiers qui documentent la désignation et l'emplacement des zones contrôlées et surveillées devraient être conservés. Les enregistrements des levés radiologiques devraient également être conservés et inclure la date, l'heure, le lieu, les niveaux de rayonnements mesurés et tous les commentaires correspondant aux mesures effectuées. Les dossiers devraient identifier le ou les instruments utilisés et la personne qui a effectué le levé.

## COMMUNICATION DES INFORMATIONS À LA DIRECTION

8.7. Les procédures et les critères à utiliser pour communiquer les résultats du contrôle radiologique du lieu de travail et du contrôle radiologique individuel devraient être clairement spécifiés par la direction ou l'organisme de réglementation. Les informations communiquées devraient être clairement identifiables et compréhensibles. Normalement, seuls les résultats finaux sont communiqués.

8.8. Dans des situations accidentelles ou pour une incorporation potentielle pouvant s'approcher d'une limite réglementaire, ou la dépasser, des résultats intermédiaires devraient être fournis afin que les actions administratives ou autres actions d'intervention d'urgence puissent être mises en œuvre. Les résultats devraient inclure le résultat de la mesure, la valeur d'incorporation impliquée, basée sur le modèle biocinétique approprié, et la dose effective engagée impliquée, basée sur le coefficient de dose correspondant  $e(g)_j$ .

Des recommandations concernant le contrôle radiologique de suivi et les restrictions relatives au lieu de travail peuvent être faites le cas échéant. La source des informations communiquées devrait être clairement identifiée, comme devrait l'être le point de contact pour toute information supplémentaire. Enfin, l'incertitude sur les valeurs mesurées et calculées devrait toujours être communiquée, accompagnée d'une explication sur les sources de variabilité prises en compte, leur quantification et leur introduction dans le calcul de l'incertitude indiquée.

## 9. ASSURANCE DE LA QUALITÉ

### INTRODUCTION

9.1. L'efficacité permanente de tout programme de radioprotection repose sur ceux qui sont en charge de la mise en œuvre de ses différentes composantes, y compris l'adoption d'un programme d'assurance de la qualité efficace. Les exigences générales d'une AQ se rapportant à l'exposition professionnelle sont données dans les NFI [2] et des conseils généraux sont donnés dans le guide de sûreté connexe [3]. La section suivante traite spécifiquement des problèmes liés à l'évaluation de l'exposition due à des incorporations de radionucléides.

### MISE EN ŒUVRE ET GESTION

9.2. La nature et la portée du programme d'AQ devraient être fonction du nombre de travailleurs contrôlés et de l'ampleur et de la probabilité prévues des expositions sur les lieux de travail couverts par le programme de contrôle radiologique.

9.3. Toutes les personnes concernées par le programme d'évaluation de l'exposition interne sont responsables de sa qualité et donc de la mise en œuvre du programme d'AQ et des procédures de contrôle de la qualité (CQ). La responsabilité de la qualité d'une opération particulière devrait être déléguée à la personne qui exécute réellement l'opération. Ces personnes devraient être activement impliquées dans l'élaboration des procédures CQ et formées aux méthodes de détection des non-conformités. La direction devrait encourager le personnel à détecter, signaler et corriger les non-conformités. Une assurance de la qualité élaborée dans un programme de manière ascendante est plus efficace qu'une AQ imposée de haut en bas. Pour que le

programme d'AQ soit efficace, tout le personnel doit être convaincu que la direction attend et encourage les actions qui répondent à ses objectifs.

9.4. Un laboratoire d'analyse ou une installation de mesure directe devrait désigner un représentant AQ. Celui-ci devrait surveiller les procédures CQ, effectuer des audits internes du programme et être en charge de la formation de tout le personnel de l'AQ, du point de vue général et du point de vue des aspects qualité spécifiques de leurs tâches individuelles.

9.5. Les mesures CQ liées aux méthodes directes d'évaluation des expositions internes sont données dans la réf. [7]. Les réglementations nationales peuvent obliger les installations concernées par les mesures et l'évaluation de dose interne à être accréditées. De tels programmes d'accréditation impliqueront la mise en œuvre de spécifications d'AQ et de CQ.

### **Documentation**

9.6. Le programme d'AQ lié à l'évaluation de l'exposition interne devrait être entièrement documenté. Le plan d'AQ devrait contenir les instructions générales sur la mise en œuvre du programme et les diverses étapes de son exécution. Des procédures écrites devraient décrire chaque tâche et spécifier les critères de CQ. Par exemple, une procédure analytique de radiochimie devrait indiquer les limites acceptables pour le rendement chimique. Les procédures de CQ devraient documenter l'utilisation des contrôles par graphiques et autres méthodes de suivi des bruits de fond des instruments, rendements et autres mesures de performance; elles devraient comporter des instructions concernant la communication et la correction des écarts ainsi que des instructions sur la prise en compte des modifications apportées à l'exécution. Les procédures pour documenter et communiquer les résultats devraient également être préparées, ainsi que les procédures concernant la préparation, la conservation et l'archivage des enregistrements. La documentation devrait fournir des informations en quantité suffisante pour qu'un vérificateur puisse retracer toute l'opération du début jusqu'à la fin et évaluer sa validité. Une fois les procédures écrites approuvées, toute entorse ou modification les concernant devrait être autorisée et documentée.

### **Formation du personnel**

9.7. Une formation adéquate du personnel du service de dosimétrie est essentielle pour garantir l'exécution fiable des tâches. Une telle formation devrait porter sur:

- (a) Les responsabilités spécifiques au sein du système qualité;
- (b) La philosophie de base et la stratégie de l'évaluation de dose interne;
- (c) Les principes et le détail des méthodes et procédures utilisées et leurs limitations;
- (d) Les détails techniques et les problèmes potentiels des processus dans lesquels ce personnel est impliqué;
- (e) La relation entre le travail de ce personnel et les autres parties du programme;
- (f) Des conseils sur la manière de reconnaître et de signaler les problèmes qui apparaissent;
- (g) La connaissance du système global de contrôle de la qualité et de ses objectifs.

### **Équipements de laboratoire**

9.8. Il est difficile d'obtenir des résultats de haute qualité dans un environnement non conforme aux normes. Un espace suffisant de bureaux et de laboratoire devrait être alloué pour accueillir les équipements et le personnel nécessaires. Les équipements devraient être fiables et stables et appropriés aux tâches pour lesquelles ils sont prévus; des procédures devraient être en place pour empêcher la contamination des équipements de mesure par les radionucléides. Un programme de maintenance préventive devrait être élaboré pour minimiser la probabilité de panne de l'équipement à un moment critique tel qu'une urgence. Les activités qui ne sont pas directement liées à l'exécution des opérations du service de dosimétrie devraient être séparées pour éviter les interférences inutiles. La sûreté générale des conditions de travail devrait également être étudiée.

9.9. Une ventilation, des hottes de laboratoire et des paillasse sont nécessaires pour les opérations radiochimiques. Des installations blindées devraient être fournies pour les détecteurs, y compris ceux des installations d'évaluation directe. Un contrôle d'accès à toutes les installations est nécessaire, pour protéger les équipements sensibles et pour conserver la confidentialité appropriée des enregistrements. L'installation devrait posséder un revêtement de sol approprié (en vinyle par exemple) pour faciliter le nettoyage et la décontamination.

9.10. Les contrôles du lieu de travail devraient être suffisants pour garantir qu'aucun équipement n'est soumis à des conditions susceptibles d'affecter ses performances. Les facteurs qui devraient être contrôlés incluent la température, l'humidité, les niveaux de luminosité, la poussière et les vapeurs chimiques réactives.

9.11. Une alimentation électrique stable est nécessaire pour que la tension et la fréquence du courant alternatif restent dans les spécifications des équipements utilisés. Les champs magnétiques et électriques parasites devraient être réduits au minimum afin de ne pas perturber les équipements.

9.12. Des vestiaires et des douches devraient être prévus dans les installations utilisées pour les mesures directes.

## ÉVALUATION DES PERFORMANCES

9.13. Il faudrait établir un système fournissant un indicateur de la qualité des performances globales du service de dosimétrie interne. Un tel système est un programme de test des procédures et des équipements. Tous les résultats devraient être consignés par écrit, de même que toutes les modifications apportées consécutives aux procédures.

9.14. Dans le cadre de son programme d'AQ, un laboratoire de mesure peut établir des critères de performance à appliquer à l'analyse d'échantillons dopés, c'est-à-dire des échantillons pour lesquels la teneur en radionucléides est connue à l'avance. Les critères de performance devraient être des limites bien définies d'acceptabilité des résultats de mesure, sous forme de fonctions de la teneur en radionucléides dans l'échantillon par rapport à l'AMD (activité minimale détectable) de la méthode. Par exemple, un résultat acceptable pour l'analyse de  $^{239}\text{Pu}$  dans les matières fécales peut être une valeur mesurée qui se trouve dans une fourchette comprise entre 0,75 et 1,5 fois la valeur vraie, lorsque la valeur vraie est au moins cinq fois l'AMD de la méthode. De la même manière, un résultat acceptable pour la mesure directe de  $^{241}\text{Am}$  dans les poumons d'un mannequin d'étalonnage peut être une valeur mesurée qui se trouve dans une fourchette comprise entre 0,75 et 1,5 fois la valeur vraie, lorsque la valeur vraie est au moins dix fois l'AMD de la méthode [44].

9.15. Des critères de performance devraient également être définis pour la précision des mesures répétées, par exemple un écart inférieur à 30 % pour des mesures successives d'un même échantillon, si la teneur réelle est cinq fois l'AMD de la méthode. Si l'activité est si faible que les erreurs statistiques aléatoires prédominent, les critères de performance ne peuvent pas être plus restrictifs que ne le permettent les fluctuations statistiques.

9.16. Les analyses d'échantillons destinés à l'évaluation des performances devraient être effectuées au moins une fois en aveugle, c'est-à-dire que l'analyste

ne doit pas connaître la vraie valeur à l'avance, bien que l'échantillon d'évaluation puisse être identifié comme étant destiné à une évaluation de performances. Dans une évaluation en double aveugle, l'analyste n'est pas informé que l'échantillon n'est pas un échantillon normal. Bien qu'une évaluation en double aveugle puisse fournir une image plus réaliste des capacités du laboratoire, de telles évaluations sont difficiles à effectuer du point de vue logistique.

9.17. Les laboratoires effectuant des mesures directes ou indirectes de dosimétrie interne devraient participer à des campagnes d'intercomparaisons nationales et internationales. Des programmes d'intercomparaisons nationales pour les mesures directes existent dans de nombreux pays et des intercomparaisons internationales sont également réalisées [45–49]. De la même manière, des intercomparaisons nationales et internationales pour les mesures indirectes ont également été coordonnées, par exemple, par le Commissariat à l'énergie atomique (CEA) en France [50]. De plus, des audits et examens périodiques devraient être effectués pour vérifier la conformité au programme d'AQ et l'efficacité du programme de dosimétrie interne. Des conseils sur la conduite des audits et des examens sont donnés dans le guide de sûreté connexe [3].

## SOUS-TRAITANCE D'UN SERVICE DE CONTRÔLE RADIOLOGIQUE

9.18. Il peut être nécessaire pour de nombreux exploitants (titulaires d'enregistrement ou de licence) d'obtenir des services de dosimétrie en passant des contrats avec des fournisseurs commerciaux. Ceci est particulièrement vrai pour des exploitants possédant une main-d'œuvre peu importante, comme les laboratoires universitaires et les petits hôpitaux, et disposant de connaissances et/ou d'une expérience limitées en radioprotection et en dosimétrie interne. Toutefois, lors de la sous-traitance de services de dosimétrie à une entreprise commerciale, ils devraient s'assurer qu'il existe une communication adéquate et une compréhension suffisante pour garantir un programme de dosimétrie efficace. Les éléments suivants devraient être pris en compte:

- (a) Les obligations réglementaires;
- (b) Les types de méthodes directes et indirectes d'évaluation de dose et leurs limitations;
- (c) Les dossiers qualité, les références ou les certifications des équipements et des services;
- (d) La sélection des périodes de contrôle radiologique;
- (e) Les méthodes de prélèvement des échantillons radiotoxicologiques ou de préparation pour le contrôle radiologique du corps;

- (f) La tenue de dossiers pour les doses, la communication des résultats, l'entrée des doses client, l'accessibilité et la confidentialité;
- (g) L'interprétation des résultats (quantités, limites de dose, bruit de fond naturel, dose nette, limite supérieure et inférieure de détection du système de dosimétrie, etc.);
- (h) Les procédures pour commander, modifier et annuler les services de contrôle radiologique;
- (i) Les informations nécessaires que doit fournir l'exploitant;
- (j) Les coûts;
- (k) Le temps qu'il faut pour passer ou annuler réellement une commande;
- (l) Les informations sur les services normaux et/ou spéciaux fournis par l'entreprise commerciale, comme les rapports immédiats par téléphone ou télécopie en cas de doses anormalement élevées, le traitement d'urgence et le conseil technique, scientifique et juridique.



## Appendice I

### SUGGESTION DE CRITÈRES POUR LE CONTRÔLE RADIOLOGIQUE INDIVIDUEL

I.1. Les NFI [2, par. I.33] exigent que : «Les travailleurs qui sont normalement employés dans une zone contrôlée, ou qui travaillent occasionnellement dans une zone contrôlée et sont susceptibles de subir une exposition professionnelle significative, font l'objet d'un contrôle radiologique individuel lorsque cette méthode est adaptée, adéquate et applicable».

I.2. De nombreux facteurs devraient être pris en compte pour déterminer si un contrôle radiologique individuel est approprié. Ils incluent, mais ne s'y limitent pas, la quantité de substances radioactives présente, la radiotoxicité des substances, la nature des opérations effectuées et l'enceinte de confinement employée. L'avis d'un expert qualifié peut être utilisé pour aider à prendre des décisions sur le contrôle radiologique.

I.3. Lors de l'évaluation de la nécessité d'un contrôle radiologique individuel, basée sur la probabilité de doses effectives engagées de 1 mSv ou plus par an, un certain nombre de facteurs doivent être pris en compte, dont les suivants:

- (i) Le facteur de sûreté de forme physique  $f_{fs}$ , basé sur les propriétés physiques et chimiques de la substance manipulée. Dans la majorité des cas, on devrait donner à  $f_{fs}$  la valeur 0,01. Toutefois, dans certains cas, lorsque l'on peut montrer que cela se justifie, on peut utiliser une valeur de 0,001.
- (ii) Le facteur de sûreté de manipulation  $f_{hs}$ , basé sur l'expérience que l'on possède de l'opération effectuée et sur la forme de la matière;
- (iii) Le facteur de sûreté de protection  $f_{ps}$ , basé sur l'utilisation d'équipements de protection de laboratoire permanents (par exemple, boîte à gants, hotte de laboratoire).

I.4. Bien que les mesures de protection individuelle (par exemple, l'utilisation de masques) fournissent un élément supplémentaire de sûreté, elles ne devraient pas être prises en compte pour les décisions concernant la nécessité d'un contrôle radiologique individuel. Si des mesures de protection individuelle sont employées, le contrôle radiologique individuel devrait être effectué pour confirmer leur efficacité.

TABLEAU IV. FACTEURS DE SÛRETÉ DE MANIPULATION

Processus	Facteur de sûreté de manipulation $f_{hs}$
Stockage (solution mère)	0,01
Opérations très simples en milieu humide	0,1
Opérations chimiques normales	1
Opérations complexes en milieu humide avec risque de fuites	10
Opérations simples en milieu sec	10
Manipulation de composés volatils	100
Opérations en milieu sec et poussiéreux	100

TABLEAU V. FACTEURS DE SÛRETÉ DE PROTECTION

Mesure de protection	Facteur de sûreté de protection $f_{ps}$
Opérations sur paillasse non protégée	1
Hotte de laboratoire	0,1
Boîte à gants	0,01

I.5. Des suggestions de valeurs pour  $f_{hs}$  et  $f_{ps}$  dans des applications générales sont données dans les tableaux IV et V respectivement [51], mais il faudrait bien étudier les circonstances influant sur les cas particuliers. La forme de la matière utilisée (par exemple, liquide volatil, poudre) peut parfois être prise en compte à la fois directement (c'est-à-dire via  $f_{fs}$ ) et indirectement par le biais de l'efficacité relative des mesures de protection prises (c'est-à-dire via  $f_{hs}$  et/ou  $f_{ps}$ ). Ce qui suit illustre comment les facteurs peuvent être appliqués pour déterminer si un contrôle radiologique est requis.

I.6. Un «facteur de décision»  $d_j$  spécifique du radionucléide  $j$  pour une pratique spécifique peut être défini par:

$$d_j = \frac{A_j e(g)_{j,inh} f_{fs} f_{hs} f_{ps}}{0,001}$$

où  $A_j$  est l'activité cumulée du radionucléide  $j$  présent sur le lieu de travail au cours de l'année,  $e(g)_{j,inh}$  est le coefficient de dose (Sv/Bq) pour l'inhalation du radionucléide  $j$  (tiré des NFI, tableau II-III [2], avec un DAMA normalement pris égal à 5  $\mu\text{m}$  pour le lieu de travail) et où 0,001 est le facteur de conversion

de Sv en mSV. Si  $f_{js}$  possède comme valeur par défaut 0,01, l'équation précédente peut être simplifiée en:

$$d_j = 10 A_j e(g)_{j,inh} f_{hs} f_{ps}$$

Le facteur de décision  $D$  pour tous les radionucléides sur le lieu de travail est donné par:

$$D = \sum_j d_j$$

Si  $D$  est égal ou supérieur à 1, cela indique qu'un contrôle radiologique individuel est nécessaire et si  $D$  est inférieur à 1, le contrôle radiologique individuel peut ne pas être nécessaire.

I.7. Pour un radionucléide unique manipulé sur une paillasse non protégée ( $f_{hs} = 1$ ) avec des opérations chimiques normales ( $f_{ps} = 1$ ), avec une valeur par défaut de 0,01 pour  $f_{js}$ , l'activité nécessaire pour donner une valeur de  $d_j = 1$  sera 5 fois la limite correspondante pour l'incorporation (section 2).

I.8. Lorsque plusieurs radionucléides sont présents sur le lieu de travail, les décisions concernant l'exécution d'un contrôle radiologique individuel pour les radionucléides séparés peuvent être basées sur les critères suivants:

- (i) Tous les radionucléides pour lesquels  $d_j \geq 1$  doivent faire l'objet d'un contrôle;
- (ii) Lorsque  $D \geq 1$ , les radionucléides pour lesquels  $d_j \geq 0,3$  doivent faire l'objet d'un contrôle;
- (iii) Le contrôle de radionucléides pour lesquels  $d_j$  est bien inférieur à 0,1 n'est pas nécessaire.

I.9. Prenons comme exemple un lieu de travail sur lequel du  $^{239}\text{Pu}$  sous forme d'oxyde insoluble est manipulé au cours d'opérations chimiques normales dans une hotte de laboratoire. On suppose un DAMA par défaut de 5  $\mu\text{m}$  pour le lieu de travail. Les valeurs de  $f_{js}$ ,  $f_{hs}$  et  $f_{ps}$  sont supposées égales à 0,01, 1 et 0,1, respectivement. L'équation précédente devient alors:

$$\begin{aligned} d_{\text{Pu}239} &= 10 A_{\text{Pu}239} \times 8.3 \times 10^{-6} \times 1 \times 0.1 \\ &= 8.3 \times 10^{-6} A_{\text{Pu}239} \end{aligned}$$

De ceci on déduit que le contrôle radiologique individuel sera nécessaire si

$A_{\text{Pu}239}$ , l'activité de  $^{239}\text{Pu}$ , est supérieure à:

$$\frac{1}{8,3 \times 10^{-6}} = 1,2 \times 10^5 \text{ Bq}$$

Sinon, le contrôle radiologique individuel ne sera pas nécessaire.

I.10. Si du  $^{137}\text{Cs}$  doit également être manipulé sur le même lieu de travail, le facteur de décision pour le  $^{239}\text{Pu}$  ( $d_{\text{Pu}239}$ ) sera le même que précédemment et le facteur de décision pour  $^{137}\text{Cs}$  sera donné par:

$$d_{\text{Cs}137} = 6,7 \times 10^{-9} A_{\text{Cs}137}$$

où  $A_{\text{Cs}137}$  est l'activité du  $^{137}\text{Cs}$  présent sur le lieu de travail. Si:

$$D = 8,3 \times 10^{-6} A_{\text{Pu}239} + 6,7 \times 10^{-9} A_{\text{Cs}137} \geq 1$$

alors le contrôle radiologique individuel devrait être effectué pour tout radio-nucléide pour lequel  $d_j \geq 0,3$ , c'est-à-dire pour le  $^{239}\text{Pu}$  si  $A_{\text{Pu}239}$  est supérieur à 36 kBq et pour le  $^{137}\text{Cs}$  si  $A_{\text{Cs}137}$  est supérieur à 45 MBq. Si  $D \geq 1$ , le contrôle radiologique individuel ne sera pas nécessaire pour le  $^{239}\text{Pu}$  si  $A_{\text{Pu}239}$  est bien inférieur à 12 kBq et pour le  $^{137}\text{Cs}$  si  $A_{\text{Cs}137}$  est bien inférieur à 15 MBq.

I.11. Pour les opérations qui satisfont aux critères ci-dessus, les travailleurs individuels devraient faire l'objet d'un contrôle radiologique, soit dans le cadre d'un programme de contrôle radiologique courant si le travail est effectué en continu, soit dans le cadre d'un programme de contrôle radiologique lié à la tâche si cette opération n'est exécutée qu'occasionnellement. De plus, si un incident survient et peut entraîner une incorporation de substances radioactives (par exemple la panne d'une hotte de laboratoire ou le bris d'un conteneur), un contrôle radiologique spécial des personnes concernées par l'incident devrait être effectué, qu'elles fassent ou non l'objet d'un programme de contrôle radiologique courant.

I.12. De plus, certains travailleurs peuvent être affectés à plusieurs tâches sur différents lieux de travail. La décision concernant la mise en place d'un contrôle radiologique individuel pour un travailleur de ce type devrait être basée sur l'examen minutieux des tâches du travailleur.

I.13. Des directives plus détaillées sur la catégorisation du lieu de travail et sur les exigences de contrôle radiologique sont données dans la réf. [52].

## Appendice II

### LIMITES DE DÉTECTION POUR LES MÉTHODES DE MESURE

II.1. Toutes les méthodes de mesure ont des limites de détection. Elles proviennent d'un certain nombre de facteurs, comme la radioactivité naturelle, les fluctuations statistiques des taux de comptage et les facteurs liés à la préparation et à l'analyse des échantillons. Par conséquent, la détection des incorporations est également limitée. La dose résultant d'une incorporation inférieure à la limite de détection de la méthode de mesure passera inaperçue.

II.2. Dans la transmission et l'interprétation des mesures analytiques, une bonne compréhension des concepts fondamentaux de la détectabilité statistique est essentielle. Cette compréhension est nécessaire pour prendre des décisions concernant l'acceptabilité des différentes méthodes de mesure directes et indirectes d'évaluation de l'incorporation de radionucléides. Un résumé de ces concepts est donné ci-dessous; plus de détails sont donnés dans des revues par Currie [53] et par Altshuler et Pasternack [54]. Une analyse complète des méthodes statistiques appropriées pour le contrôle radiologique direct et indirect est donnée dans Health Physics Society Standard N13.30 [44].

II.3. L'activité minimale significative (AMS), souvent désignée sous le nom de limite de décision ou niveau critique ( $L_c$ ), correspond au plus petit signal dépassant de manière significative la réponse du bruit de fond pour la méthode de mesure spécifique. Elle correspond au niveau d'une réponse d'un bruit de fond fluctuant aléatoirement qui, en l'absence d'échantillon radioactif, ne sera dépassé qu'avec une faible probabilité  $\alpha$ . Par convention,  $\alpha$  a comme valeur 0,05, si bien qu'un signal net correspondant à l'activité déposée au niveau de l'AMS peut être considéré comme révélateur de la présence d'une substance radioactive avec une probabilité de 95 %. Si, comme ce sera le cas habituellement, les fluctuations aléatoires des comptages nets suivent une distribution normale, l'AMS correspondra à 1,65, où  $\sigma$  est l'écart-type de la distribution. Les rapports concernant des évaluations qui tombent en-dessous de ce niveau peuvent légitimement indiquer que la substance radioactive n'a «pas été détectée» ou que toute activité se trouvait «en-dessous de la limite de détection». Une substance radioactive présente au niveau de l'AMS ne sera pas nécessairement détectée : dans ce cas, il y aurait une probabilité de 50 % qu'un signal enregistré net correspondant à un dépôt égal ou inférieur à l'AMS soit produit.

II.4. L'activité minimale détectable (AMD), souvent appelée limite de détection ( $L_D$ ), correspond au niveau d'activité nécessaire pour garantir, avec un niveau de confiance choisi  $\beta$ , que le signal net sera détecté, à condition qu'il dépasse l'AMS. Le traitement mathématique est simplifié, comme dans la section suivante, si  $\beta = \alpha$  ; par convention on adopte habituellement la valeur 0,05 pour les deux.

## ÉVALUATION DE L'AMS ET DE L'AMD

II.5. Les formules suivantes peuvent être dérivées comme dans les références [53, 54] ou à l'aide de traitements analogues et se rapportent à de simples comparaisons des taux de comptage de l'échantillon et du bruit de fond. Dans ce qui suit, seuls les écarts associés aux statistiques de comptage sont pris en compte. Si  $n_b$  est le taux de comptage du bruit de fond,  $t_s$  et  $t_b$  sont, respectivement, les durées de comptage pour l'échantillon et pour la mesure associée du bruit de fond,  $F$  est un facteur d'étalonnage (le taux de comptage par unité d'activité dans l'échantillon) et si des intervalles de confiance de 95 % sont supposés s'appliquer, c'est-à-dire  $\alpha = \beta = 0,05$ , alors:

$$\text{AMS} = \frac{1,56}{F} \sqrt{\frac{n_b}{t_s}} \left( 1 + \frac{t_s}{t_b} \right)$$

Pour des mesures d'échantillon et de bruit de fond possédant des temps de comptage identiques, c'est-à-dire  $t_s = t_b$ , la formule se simplifie et devient:

$$\text{AMS} = \frac{2,33\sigma_b}{F}$$

où  $\sigma_b$  est l'écart-type du taux de comptage du bruit de fond, donné par:

$$\sigma_b = \sqrt{\frac{n_b}{t_b}}$$

L'AMD de la mesure est donnée par:

$$\text{AMD} = \frac{3}{Ft_s} + 2\text{AMS}$$

Le premier terme dans cette expression représente une correction de la non-normalité de la distribution de Poisson pour des comptages totaux faibles [44] et il peut être négligé si, comme cela se passe généralement:

$$n_b t_s \gg \frac{0,7}{1 + \frac{t_s}{t_b}}$$

II.6. Ces équations pour l'AMS et l'AMD ne prennent en compte que la variabilité du processus de détection. Elles peuvent être reliées à l'AMS et l'AMD globales pour la méthode en multipliant par les facteurs de conversion appropriés, par exemple, pour le rendement radiochimique fractionnaire et le rendement du comptage. Toutefois, les valeurs résultantes ne tiendront pas compte de la variabilité de ces facteurs supplémentaires et pourront, de ce fait, sous-estimer l'AMD de la méthode. La norme Health Physics Standard N13.30 donne une description complète de l'analyse qui peut être employée lorsque cette variabilité supplémentaire est importante [44].

II.7. Toutefois, dans de nombreux cas, la variabilité des comptages pour le bruit de fond et l'échantillon est supérieure à celle prévue par la loi de Poisson pour les seules statistiques de comptage. Cette variabilité supplémentaire peut être due, par exemple, à la présence de niveaux naturels variables de l'activité dans l'échantillon. Dans de telles circonstances, la distribution des comptages mesurés pour le bruit de fond (et l'échantillon) peut être approximativement normale, et dans ce cas-là une correction simple peut être calculée [55] en se servant de l'écart-type mesuré  $\sigma_m$ . Dans d'autres cas, la distribution peut ne pas être normale (elle peut par exemple être lognormale), et dans ce cas une correction appropriée — mais pas simple — peut encore être calculée. Ce peut être par exemple la présence de  $^{137}\text{Cs}$  dans une population à la suite de tests atmosphériques d'armes nucléaires ou de l'accident de Tchernobyl, auquel cas lesquels il faut séparer la contamination provenant de sources professionnelles.

II.8. Il faudrait bien noter que lorsque des déterminations de limites de détection ou des calculs importants ne tiennent pas compte de toutes les sources de variabilité, la capacité de détection de la méthode sera surestimée.





## RÉFÉRENCES

- [1] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, Radiation Protection and the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 120, IAEA, Vienne (1996).
- [2] AGENCE DE L'OCDE POUR L'ENERGIE NUCLEAIRE, AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE, ORGANISATION INTERNATIONALE DU TRAVAIL, ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE, ORGANISATION PANAMERICAINE DE LA SANTE, Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements, collection Sécurité n°115, AIEA, Vienne (1997).
- [3] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE, BUREAU INTERNATIONAL DU TRAVAIL, Protection des travailleurs contre les dangers des rayonnements ionisants, collection Normes de sûreté n°RS-G-1.1, AIEA, Vienne (*à paraître*).
- [4] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE, BUREAU INTERNATIONAL DU TRAVAIL, Évaluation de l'exposition professionnelle due aux sources externes de rayonnements, collection Normes de sûreté n°RS-G-1.3, AIEA, Vienne (*à paraître*).
- [5] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, General Principles for the Radiation Protection of Workers, Publication No. 75, Elsevier Science, Oxford et New York (1997).
- [6] COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE, Recommandations 1990 de la Commission internationale de protection radiologique, Publication n° 60, Pergamon Press, Oxford et New York (1993).
- [7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Direct Methods for Measuring Radionuclides in the Human Body, Safety Series No. 114, AIEA, Vienne (1996).
- [8] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Individual Monitoring for Intakes of Radionuclides by Workers: Design and Interpretation, Publication No. 54, Pergamon Press, Oxford et New York (1988).
- [9] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers: Replacement of ICRP Publication 54, ICRP Publication No. 78, Elsevier Science, Oxford et New York (1997).
- [10] LIPSZTEIN, J.L., GRYNSPAY, D., DANTAS, B.M., BERTELLI, L., WRENN, M.E., Thorium exposure: problems in bioassay interpretation, J. Radioanal. Nucl. Chem. **156** 2 (1992) 389–400.

- [11] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection against Radon-222 at Home and at Work, Publication No. 65, Elsevier Science, Oxford and New York (1993).
- [12] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE, La radioprotection des travailleurs dans l'extraction et le traitement des minerais radioactifs, édition de 1983, Code de bonne pratique et supplément technique établis conjointement par l'AIEA, le BIT et l'OMS, collection Sécurité n° 26, AIEA, Vienne (1984).
- [13] HARIDASAN, T.K., SURENDRAN, T., SHARMA, R.C., KRISHNAMONY, S., Detection systems for monitoring intakes of actinides at Trombay, Radiat. Prot. Dosim. **51** 1 (1994) 47–58.
- [14] SURENDRAN, T., HARIDASAN, T.K., SHARMA, R.C., KRISHNAMONY, S., Experiences at Trombay in monitoring actinide intakes by occupational workers by direct external counting, Radiat. Prot. Dosim. **59** 1 (1995) 15–24.
- [15] RAABE, O.G., “Characterization of radioactive airborne particles”, Internal Radiation Dosimetry (RAABE, O.G., Ed.), Medical Physics Publishing, Madison, WI (1994) 111–142.
- [16] SKRABLE, K.W., CHABOT, G.E., FRENCH, C.S., LABONE, T.R., “Use of multicompartiment models of retention for internally deposited radionuclides”, Internal Radiation Dosimetry (RAABE, O.G., Ed.), Medical Physics Publishing, Madison, WI (1994) 271–354.
- [17] UNION EUROPÉENNE, Directive 96/29/Euratom du Conseil du 13 mai 1996 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants, Journal officiel des Communautés européennes n° L 159/1, Luxembourg (1996).
- [18] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Report of the Task Group on Reference Man, Publication No. 23, Pergamon Press, Oxford and New York (1975).
- [19] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, Publication No. 66, Elsevier Science, Oxford and New York (1994).
- [20] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessment and Treatment of External and Internal Radionuclide Contamination, IAEA-TECDOC-869, Vienne (1996).
- [21] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Diagnosis and Treatment of Radiation Injuries, Safety Reports Series No. 2, AIEA, Vienne (1998).
- [22] THOMPSON, R.C., 1976 Hanford americium exposure incident: overview and perspective, Health Phys. **45** (1983) 837–845.
- [23] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE, L'accident radiologique de Goiânia, AIEA, Vienne (1990).
- [24] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Rapid Monitoring of Large Groups of Internally Contaminated People Following a Radiation Accident, IAEA-TECDOC-746, Vienne (1994).
- [25] BREITENSTEIN, B.D., PALMER, H.E., Lifetime follow-up of the 1976 americium accident victim, Radiat. Prot. Dosim. **26** (1989) 317–322.

- [26] PIECHOWSKI, J., Evaluation of systemic exposure resulting from wounds contaminated by radioactive products, *Indian Bull. Radiat. Prot.* **18** 1–2 (1995) 8–14.
- [27] SHARMA, R.C., HARIDASAN, T.K., SURENDRAN, T., False indications of an actinide lung burden arising from a contaminated finger wound, *Health Phys.* **73** 5 (1997) 820–825.
- [28] TOOHEY, R.E., KEANE, A.T., RUNDO, J., Measurement techniques for radium and the actinides in man at the Center for Human Radiobiology, *Health Phys.* **44** Suppl. 1 (1983) 323–341.
- [29] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 30, Part 1, Pergamon Press, Oxford and New York (1979).
- [30] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication No. 26, Pergamon Press, Oxford and New York (1977).
- [31] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 30, Part 2, Pergamon Press, Oxford and New York (1980).
- [32] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 30, Part 3 (avec l'additif aux parties 1 et 2), Pergamon Press, Oxford and New York (1981).
- [33] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers: An Addendum, Publication No. 30, Part 4, Pergamon Press, Oxford and New York (1988).
- [34] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 68, Elsevier Science, Oxford (1994).
- [35] EAKINS, J.D., HUTCHINSON, W.P., LALLY, A.F., The radiological hazard from tritium sorbed onto metal surfaces, *Health Phys.* **28** (1975) 213–224.
- [36] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1, Publication No. 56, Pergamon Press, Oxford and New York (1989).
- [37] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 67, Elsevier Science, Oxford and New York (1993).
- [38] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 69, Elsevier Science, Oxford and New York (1995).
- [39] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4, Inhalation Dose Coefficients, Publication No. 71, Elsevier Science, Oxford and New York (1995).

- [40] ISHIGURE, N., INABA, J., Effect of aerosol characteristics on internal dose of inhaled  $^{239}\text{Pu}$  according to the new ICRP respiratory tract model, *Jpn J. Health Phys.* **30** (1995) 227–239.
- [41] LESSARD, E.T., et al., Interpretation of Bioassay Measurements, NUREG/CR-4884, Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC (1987).
- [42] SKRABLE, K.W., CHABOT, G.E., FRENCH, C.S., LABONE, T.R., “Estimation of intakes from repetitive bioassay measurements”, *Internal Radiation Dosimetry* (RAABE, O.G., Ed.), Medical Physics Publishing, Madison, WI (1994) 431–460.
- [43] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Radionuclide Transformations: Energy and Intensity of Emissions, Publication No. 38, Pergamon Press, Oxford and New York (1983).
- [44] HEALTH PHYSICS SOCIETY, Performance Criteria for Radiobioassay: American National Standards Institute HPS N13.30-1996, Health Physics Society, McLean, VA (1996).
- [45] RAMSDEN, D., et al., Laboratory intercomparison of methods used for the assessment of systemic burdens of plutonium, *Radiat. Prot. Dosim.* **30** 2 (1990) 95–99.
- [46] RAMSDEN, D., et al., Laboratory intercomparisons on internal dosimetry — Part II, *Radiat. Prot. Dosim.* **42** 2 (1992) 97–102.
- [47] GIBSON, J.A.B., et al., A European Intercomparison of Methods used for the Assessment of Intakes of Internally Deposited Radionuclides, EUR 14195, European Commission, Luxembourg (1994).
- [48] HUI, T.E., LOESCH, R.M., RADDATZ, C., FISHER, D.R., MCDONALD, J.C., An internal dosimetry intercomparison study, *Health Phys.* **67** 3 (1994) 217–225.
- [49] KRAMER, G.H., LOESCH, R.M., OLSEN, P.C., “The Canadian National Calibration Reference Center for *In Vivo* Monitoring and the United States Department of Energy’s International *In Vivo* Intercomparison”, IRPA 9, 1996 International Congress on Radiation Protection (Proc. Congr. Vienna, 1996), Vol. 2, International Radiation Protection Association, Vienna (1996) 409–411.
- [50] BERARD, P., CAVADORE, D., HARDUIN, J.C., Inter-laboratory comparisons: determination of actinides in excreta, *J. Radioan. Nucl. Chem.* **197** 2 (1995) 357–368.
- [51] STEERE, N.V. (Ed.), Handbook of Laboratory Safety, 2nd Edition, Chemical Rubber Company, Cleveland, OH (1971) 435–441.
- [52] HUDSON, A.P., SHAW, J., Categorisation and Designation of Working Areas in which Unsealed Radioactive Materials are Used, NRPB-M443, National Radiation Protection Board, Chilton (1993).
- [53] CURRIE, L.A., Limits for qualitative detection and quantitative determination, *Anal. Chem.* **40** (1968) 586–593.
- [54] ALTSHULER, B., PASTERNAK, B., Statistical measures of the lower limit of detection of a radioactivity counter, *Health Phys.* **9** (1963) 293–298.
- [55] BUCINA, I., MALATOVA, I., “Some remarks on statistical measures for the lower limit of detection”, Low-level Counting and Spectrometry (Proc. Third International Conf. Bratislava, 1985), VEDA, Bratislava (1987).

## Annexe

### DONNÉES DE BASE

TABLEAU A-I. COEFFICIENTS DE DOSE POUR DES RADIONUCLÉIDES SÉLECTIONNÉS (d'après [A-1])

Radio-nucléide	Type/ forme <sup>a</sup>	Inhalation		Ingestion	
		$e(g)_{inh}$ (Sv/Bq)		$f_1$	$e(g)_{ing}$ (Sv/Bq)
		DAMA = 1 $\mu$ m	DAMA = 5 $\mu$ m		
<sup>3</sup> H	HTO <sup>c</sup>	$1,8 \times 10^{-11b}$		1	$1,8 \times 10^{-11}$
	OBT	$4,1 \times 10^{-11b}$		1	$4,2 \times 10^{-11}$
	Gaz	$1,8 \times 10^{-15b}$			
<sup>14</sup> C	Vapeur	$5,8 \times 10^{-10b}$		1	$5,8 \times 10^{-10}$
	CO <sub>2</sub>	$6,2 \times 10^{-12b}$			
	CO	$8,0 \times 10^{-13b}$			
<sup>32</sup> P	F	$8,0 \times 10^{-10}$	$1,1 \times 10^{-9}$	0,8	$2,3 \times 10^{-10}$
	M	$3,2 \times 10^{-9}$	$2,9 \times 10^{-9}$		
<sup>55</sup> Fe	F	$7,7 \times 10^{-10}$	$9,2 \times 10^{-10}$	0,1	$3,3 \times 10^{-10}$
	M	$3,7 \times 10^{-10}$	$3,3 \times 10^{-10}$		
<sup>59</sup> Fe	F	$2,2 \times 10^{-9}$	$3,0 \times 10^{-9}$	0,1	$1,8 \times 10^{-9}$
	M	$3,5 \times 10^{-9}$	$3,2 \times 10^{-9}$		
<sup>60</sup> Co	M	$9,6 \times 10^{-9}$	$7,1 \times 10^{-9}$	0,1	$3,4 \times 10^{-9}$
	S	$2,9 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-8}$	0,05	$2,5 \times 10^{-9}$
<sup>85</sup> Sr	F	$3,9 \times 10^{-10}$	$5,6 \times 10^{-10}$	0,3	$5,6 \times 10^{-10}$
	S	$7,7 \times 10^{-10}$	$6,4 \times 10^{-10}$	0,01	$3,3 \times 10^{-10}$
<sup>89</sup> Sr	F	$1,0 \times 10^{-9}$	$1,4 \times 10^{-9}$	0,3	$2,6 \times 10^{-9}$
	S	$7,5 \times 10^{-9}$	$5,6 \times 10^{-9}$	0,01	$2,3 \times 10^{-9}$
<sup>90</sup> Sr	F	$2,4 \times 10^{-8}$	$3,0 \times 10^{-8}$	0,3	$2,8 \times 10^{-8}$
	S	$1,5 \times 10^{-7}$	$7,7 \times 10^{-8}$	0,01	$2,7 \times 10^{-9}$
<sup>95</sup> Zr	F	$2,5 \times 10^{-9}$	$3,0 \times 10^{-9}$	0,002	$8,8 \times 10^{-10}$
	M	$4,5 \times 10^{-9}$	$3,6 \times 10^{-9}$		
	S	$5,5 \times 10^{-9}$	$4,2 \times 10^{-9}$		
<sup>95</sup> Nb	M	$1,4 \times 10^{-9}$	$1,3 \times 10^{-9}$	0,01	$5,8 \times 10^{-10}$
	S	$1,6 \times 10^{-9}$	$1,3 \times 10^{-9}$		
<sup>106</sup> Ru	F	$8,0 \times 10^{-9}$	$9,8 \times 10^{-9}$	0,05	$7,0 \times 10^{-9}$
	M	$2,6 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-8}$		
	S	$6,2 \times 10^{-8}$	$3,5 \times 10^{-8}$		

TABLEAU A-I. (suite)

Radio-- nucléide	Type/ forme <sup>a</sup>	Inhalation		Ingestion	
		$e(g)_{inh}$ (Sv/Bq)		$f_1$	$e(g)_{ing}$ (Sv/Bq)
		DAMA = 1 $\mu$ m	DAMA = 5 $\mu$ m		
<sup>125</sup> Sb	F	$1,4 \times 10^{-9}$	$1,7 \times 10^{-9}$	0,1	$1,1 \times 10^{-9}$
	M	$4,5 \times 10^{-9}$	$3,3 \times 10^{-9}$		
<sup>125</sup> I	F	$5,3 \times 10^{-9}$	$7,3 \times 10^{-9}$	1,0	$1,5 \times 10^{-8}$
	V	$1,4 \times 10^{-8b}$			
<sup>131</sup> I	F	$7,6 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-8}$	1,0	$2,2 \times 10^{-8}$
	V	$2,0 \times 10^{-8b}$			
<sup>134</sup> Cs	F	$6,8 \times 10^{-9}$	$9,6 \times 10^{-9}$	1,0	$1,9 \times 10^{-8}$
<sup>137</sup> Cs	F	$4,8 \times 10^{-9}$	$6,7 \times 10^{-9}$	1,0	$1,3 \times 10^{-8}$
<sup>144</sup> Ce	M	$3,4 \times 10^{-8}$	$2,3 \times 10^{-8}$	$5 \times 10^{-4}$	$5,2 \times 10^{-9}$
	S	$4,9 \times 10^{-8}$	$2,9 \times 10^{-8}$		
<sup>210</sup> Po	F	$6,0 \times 10^{-7}$	$7,1 \times 10^{-7}$	0,1	$2,4 \times 10^{-7}$
	M	$3,0 \times 10^{-6}$	$2,2 \times 10^{-6}$		
<sup>210</sup> Pb	F	$8,9 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-6}$	0,2	$6,8 \times 10^{-7}$
<sup>226</sup> Ra	M	$3,2 \times 10^{-6}$	$2,2 \times 10^{-6}$	0,2	$2,8 \times 10^{-7}$
<sup>228</sup> Ra	M	$2,6 \times 10^{-6}$	$1,7 \times 10^{-6}$	0,2	$6,7 \times 10^{-7}$
<sup>228</sup> Th	M	$3,1 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$7,0 \times 10^{-8}$
	S	$3,9 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-4}$	$3,5 \times 10^{-8}$
<sup>232</sup> Th	M	$4,2 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-7}$
	S	$2,3 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-4}$	$9,2 \times 10^{-8}$
<sup>234</sup> U	F	$5,5 \times 10^{-7}$	$6,4 \times 10^{-7}$	0,02	$4,9 \times 10^{-8}$
	M	$3,1 \times 10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-6}$	0,002	$8,3 \times 10^{-9}$
	S	$8,5 \times 10^{-6}$	$6,8 \times 10^{-6}$		
<sup>235</sup> U	F	$5,1 \times 10^{-7}$	$6,0 \times 10^{-7}$	0,02	$4,6 \times 10^{-8}$
	M	$2,8 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-6}$	0,002	$8,3 \times 10^{-9}$
	S	$7,7 \times 10^{-6}$	$6,1 \times 10^{-6}$		
<sup>238</sup> U	F	$4,9 \times 10^{-7}$	$5,8 \times 10^{-7}$	0,02	$4,4 \times 10^{-8}$
	M	$2,6 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-6}$	0,002	$7,6 \times 10^{-9}$
	S	$7,3 \times 10^{-6}$	$5,7 \times 10^{-6}$		
<sup>237</sup> Np	M	$2,1 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-7}$
<sup>239</sup> Np	M	$9,0 \times 10^{-10}$	$1,1 \times 10^{-9}$	$5 \times 10^{-4}$	$8,0 \times 10^{-10}$
<sup>238</sup> Pu	M	$4,3 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$2,3 \times 10^{-7}$
	S	$1,5 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-5}$	$8,8 \times 10^{-9}$
				$1 \times 10^{-4}$	$4,9 \times 10^{-8}$

TABLEAU A-I. (suite)

Radio-nucléide	Type/ forme <sup>a</sup>	Inhalation		Ingestion	
		$e(g)_{inh}$ (Sv/Bq)		$f_1$	$e(g)_{ing}$ (Sv/Bq)
		DAMA = 1 $\mu$ m	DAMA = 5 $\mu$ m		
<sup>239</sup> Pu	M	$4,7 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-7}$
	S	$1,5 \times 10^{-5}$	$8,3 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-5}$ $1 \times 10^{-4}$	$9,0 \times 10^{-9}$ $5,3 \times 10^{-8}$
<sup>240</sup> Pu	M	$4,7 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-7}$
	S	$1,5 \times 10^{-5}$	$8,3 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-5}$ $1 \times 10^{-4}$	$9,0 \times 10^{-9}$ $5,3 \times 10^{-8}$
<sup>241</sup> Pu	M	$8,5 \times 10^{-7}$	$5,8 \times 10^{-7}$	$5 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-9}$
	S	$1,6 \times 10^{-7}$	$8,4 \times 10^{-8}$	$1 \times 10^{-5}$ $1 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-10}$ $9,6 \times 10^{-10}$
<sup>241</sup> Am	M	$3,9 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-7}$
<sup>242</sup> Cm	M	$4,8 \times 10^{-6}$	$3,7 \times 10^{-6}$	$5 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-8}$
<sup>244</sup> Cm	M	$2,5 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-7}$

<sup>a</sup> Pour les types d'absorption pulmonaire voir par. 6.13.

<sup>b</sup> Pour l'inhalation de gaz et de vapeurs, le DAMA ne s'applique pas pour cette forme.

<sup>c</sup> HTO — eau tritiée ; OBT — tritium lié organiquement.

TABLEAU A-II. LIMITES DÉRIVÉES DE CONCENTRATION DANS L'AIR (LDCA) POUR DES RADIONUCLÉIDES SÉLECTIONNÉS

Radio-nucléide	Type/ forme <sup>a</sup>	LDCA (Bq/m <sup>3</sup> )		
		DAMA = 1 µm	DAMA = 5 µm	Gaz/vapeur
<sup>3</sup> H	HTO <sup>b</sup>			5 × 10 <sup>5</sup>
	OBT			2 × 10 <sup>5</sup>
	Gaz			5 × 10 <sup>9</sup>
<sup>14</sup> C	Vapeur			1 × 10 <sup>4</sup>
	CO <sub>2</sub>			1 × 10 <sup>6</sup>
	CO			1 × 10 <sup>7</sup>
<sup>32</sup> P	F	1 × 10 <sup>4</sup>	8 × 10 <sup>3</sup>	
	M	3 × 10 <sup>3</sup>	3 × 10 <sup>3</sup>	
<sup>55</sup> Fe	F	1 × 10 <sup>4</sup>	9 × 10 <sup>3</sup>	
	M	2 × 10 <sup>4</sup>	3 × 10 <sup>4</sup>	
<sup>59</sup> Fe	F	4 × 10 <sup>3</sup>	3 × 10 <sup>3</sup>	
	M	2 × 10 <sup>3</sup>	3 × 10 <sup>3</sup>	
<sup>60</sup> Co	M	9 × 10 <sup>2</sup>	1 × 10 <sup>3</sup>	
	S	3 × 10 <sup>2</sup>	5 × 10 <sup>2</sup>	
<sup>85</sup> Sr	F	2 × 10 <sup>4</sup>	1 × 10 <sup>4</sup>	
	S	1 × 10 <sup>4</sup>	1 × 10 <sup>4</sup>	
<sup>89</sup> Sr	F	8 × 10 <sup>3</sup>	6 × 10 <sup>3</sup>	
	S	1 × 10 <sup>3</sup>	1 × 10 <sup>3</sup>	
<sup>90</sup> Sr	F	3 × 10 <sup>2</sup>	3 × 10 <sup>2</sup>	
	S	6 × 10 <sup>1</sup>	1 × 10 <sup>2</sup>	
<sup>95</sup> Zr	F	3 × 10 <sup>3</sup>	3 × 10 <sup>3</sup>	
	M	2 × 10 <sup>3</sup>	2 × 10 <sup>3</sup>	
	S	2 × 10 <sup>3</sup>	2 × 10 <sup>3</sup>	
<sup>95</sup> Nb	M	6 × 10 <sup>3</sup>	6 × 10 <sup>3</sup>	
	S	5 × 10 <sup>3</sup>	6 × 10 <sup>3</sup>	
<sup>106</sup> Ru	F	1 × 10 <sup>3</sup>	9 × 10 <sup>2</sup>	
	M	3 × 10 <sup>2</sup>	5 × 10 <sup>2</sup>	
	S	1 × 10 <sup>2</sup>	2 × 10 <sup>2</sup>	
<sup>125</sup> Sb	F	6 × 10 <sup>3</sup>	5 × 10 <sup>3</sup>	
	M	2 × 10 <sup>3</sup>	3 × 10 <sup>3</sup>	
<sup>125</sup> I	F	2 × 10 <sup>3</sup>	1 × 10 <sup>3</sup>	
	V			6 × 10 <sup>2</sup>



TABLEAU A-II. (suite)

Radio-nucléide	Type/ forme <sup>a</sup>	LDCA (Bq/m <sup>3</sup> )		
		DAMA = 1 µm	DAMA = 5 µm	Gaz/vapeur
<sup>131</sup> I	F	$1 \times 10^3$	$8 \times 10^2$	$4 \times 10^2$
	V			
<sup>134</sup> Cs	F	$1 \times 10^3$	$9 \times 10^2$	
<sup>137</sup> Cs	F	$2 \times 10^3$	$1 \times 10^3$	
<sup>144</sup> Ce	M	$2 \times 10^2$	$4 \times 10^2$	
	S	$2 \times 10^2$	$3 \times 10^2$	
<sup>210</sup> Po	F	$1 \times 10^1$	$1 \times 10^1$	
	M	$3 \times 10^0$	$4 \times 10^0$	
<sup>210</sup> Pb	F	$9 \times 10^0$	$8 \times 10^0$	
<sup>226</sup> Ra	M	$3 \times 10^0$	$4 \times 10^0$	
<sup>228</sup> Ra	M	$3 \times 10^0$	$5 \times 10^0$	
<sup>228</sup> Th	M	$3 \times 10^{-1}$	$4 \times 10^{-1}$	
	S	$2 \times 10^{-1}$	$3 \times 10^{-1}$	
<sup>232</sup> Th	M	$2 \times 10^{-1}$	$3 \times 10^{-1}$	
	S	$4 \times 10^{-1}$	$7 \times 10^{-1}$	
<sup>234</sup> U	F	$2 \times 10^1$	$1 \times 10^1$	
	M	$3 \times 10^0$	$4 \times 10^0$	
	S	$1 \times 10^0$	$1 \times 10^0$	
<sup>235</sup> U	F	$2 \times 10^1$	$1 \times 10^1$	
	M	$3 \times 10^0$	$5 \times 10^0$	
	S	$1 \times 10^0$	$1 \times 10^0$	
<sup>238</sup> U	F	$2 \times 10^1$	$1 \times 10^1$	
	M	$3 \times 10^0$	$5 \times 10^0$	
	S	$1 \times 10^0$	$1 \times 10^0$	
<sup>237</sup> Np	M	$4 \times 10^{-1}$	$6 \times 10^{-1}$	
<sup>239</sup> Np	M	$9 \times 10^3$	$8 \times 10^3$	
<sup>238</sup> Pu	M	$2 \times 10^{-1}$	$3 \times 10^{-1}$	
	S	$6 \times 10^{-1}$	$8 \times 10^{-1}$	
<sup>239</sup> Pu	M	$2 \times 10^{-1}$	$3 \times 10^{-1}$	
	S	$6 \times 10^{-1}$	$1 \times 10^0$	
<sup>240</sup> Pu	M	$2 \times 10^{-1}$	$3 \times 10^{-1}$	
	S	$6 \times 10^{-1}$	$1 \times 10^0$	

TABLEAU A-II. (suite)

Radio-nucléide	Type/ forme <sup>a</sup>	LDCA (Bq/m <sup>3</sup> )		
		DAMA = 1 µm	DAMA = 5 µm	Gaz/vapeur
<sup>241</sup> Pu	M	$1 \times 10^1$	$1 \times 10^1$	
	S	$5 \times 10^1$	$1 \times 10^2$	
<sup>241</sup> Am	M	$2 \times 10^{-1}$	$3 \times 10^{-1}$	
<sup>242</sup> Cm	M	$2 \times 10^0$	$1 \times 10^0$	
<sup>244</sup> Cm	M	$3 \times 10^{-1}$	$5 \times 10^{-1}$	

<sup>a</sup> Pour les types d'absorption pulmonaire voir par. 6.13.

<sup>b</sup> La LDCA ne tient pas compte de l'absorption à travers une peau intacte.

TABLEAU A-III. FACTEURS DE PONDÉRATION TISSULAIRES  
[d'après A-1]

Tissu ou organe	Facteur de pondération tissulaire <sup>a,b</sup> ( $w_T$ )
Gonades	0,20
Moelle osseuse (rouge)	0,12
Côlon <sup>c</sup>	0,12
Poumon <sup>d</sup>	0,12
Estomac	0,12
Vessie	0,05
Sein	0,05
Foie	0,05
Œsophage	0,05
Thyroïde	0,05
Peau	0,01
Surface de l'os	0,01
Autres <sup>e</sup>	0,05

<sup>a</sup> Valeurs de  $w_T$  tirées de la publication 60 de la CIPR [A-2].

<sup>b</sup> Les valeurs ont été établies pour une population des deux sexes en nombre égal et dans un domaine d'âges très large. Dans le cadre des doses effectives, elles s'appliquent aux travailleurs, à toute la population et aux deux sexes [A-2].

<sup>c</sup> Les doses sont calculées sous forme de moyenne pondérée pour le gros intestin supérieur et inférieur :  $H_{\text{côlon}} = 0,57 H_{\text{GIS}} + 0,43 H_{\text{GII}}$  [A-3].

<sup>d</sup> Région thoracique des voies respiratoires.

<sup>e</sup> Pour le calcul, la rubrique «Autres» comprend les glandes surrénales, le cerveau, la région extrathoracique des voies respiratoires, l'intestin grêle, les reins, les muscles, le pancréas, la rate, le thymus et l'utérus. Dans les cas où le tissu «Autre» le plus exposé reçoit la dose équivalente engagée la plus élevée de tous les organes, un facteur de pondération de 0,025 doit être appliqué à ce tissu ou cet organe et un facteur de pondération de 0,025 à la dose moyenne pondérée dans le reste des autres tissus et organes tels que définis ici [A-4].

## RÉFÉRENCES DE L'ANNEXE

- [A-1] AGENCE DE L'OCDE POUR L'ENERGIE NUCLEAIRE, AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE, ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE, ORGANISATION INTERNATIONALE DU TRAVAIL, ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE, ORGANISATION PANAMERICAINE DE LA SANTE, Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements, collection Sécurité n°115, AIEA, Vienne (1997).
- [A-2] COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE, Recommandations 1990 de la Commission internationale de protection radiologique, Publication n° 60, Pergamon Press, Oxford et New York (1993).
- [A-3] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 67, Elsevier Science, Oxford and New York (1993).
- [A-4] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 69, Elsevier Science, Oxford and New York (1995).

## DÉFINITIONS

*Les définitions suivantes s'appliquent aux fins de la présente publication. Sauf indication contraire, les termes figurant dans le glossaire des NFI ont les définitions indiquées dans ce glossaire.*

**absorption.** Processus par lesquels les radionucléides pénètrent dans les fluides de l'organisme à partir des voies respiratoires ou du tractus gastro-intestinal ou à travers la peau, ou la fraction d'incorporation qui pénètre dans les fluides de l'organisme par ces processus.

**activité minimale détectable (AMD).** Activité dans un échantillon qui produit un taux de comptage qui sera détecté (c'est-à-dire supérieur au bruit de fond) avec un certain niveau de confiance. Dans un échantillon contenant une activité égale à l'AMD, les fluctuations aléatoires produiront un taux de comptage inférieur au niveau de décision avec une certaine probabilité  $\beta$  (normalement prise égale à 5 %), entraînant ainsi un résultat faussement négatif (erreur de type II). Cette quantité est également appelée limite de détection ou limite de détection inférieure et le taux de comptage correspondant à cette quantité est également appelé niveau de détermination. Un échantillon contenant exactement l'AMD sera considéré comme ayant une activité nulle dans 5 % des cas. (voir appendice II).

**activité minimale significative (AMS).** Activité dans un échantillon qui produit un taux de comptage que l'on peut, de manière fiable, distinguer du bruit de fond avec un certain niveau de confiance. Les fluctuations aléatoires des mesures sur un échantillon inactif (y compris toutes les sources de variation) produira un taux de comptage de ce niveau ou supérieur à ce niveau avec une certaine probabilité  $\alpha$  (généralement prise égale à 5 %). De ce fait, l'observation d'un taux de comptage égal à celui-ci au niveau de l'AMS entraînera un résultat faussement positif (erreur de type I) dans seulement 5 % des cas. Cette quantité est également appelée limite de décision et le taux de comptage correspondant à cette quantité est également appelé niveau critique. Un échantillon contenant exactement l'AMS sera considéré comme ayant une activité nulle dans la moitié des cas (c'est-à-dire que le taux de comptage sera inférieur à celui correspondant au niveau de décision), mais un véritable échantillon de bruit de fond sera considéré comme possédant une certaine activité 5 % du temps. (voir appendice II).

**coefficient de dose.** Dose équivalente engagée au tissu par unité d'incorporation à l'âge  $t_o$ ,  $h_T(\tau)$ , ou dose effective engagée par unité d'incorporation,  $e(\tau)$ , où  $\tau$  est la période en années sur laquelle la dose est calculée, c'est-à-dire 50 ans pour les adultes et  $(70 - t_o)$  années pour les enfants. L'unité pour  $h_T(\tau)$  ou  $e(\tau)$  est le Sv/Bq.

**examen radiotoxicologique.** Toute procédure utilisée pour déterminer le type, la quantité, l'emplacement et/ou la rétention de radionucléides dans l'organisme à l'aide de mesures directes (in vivo) ou par des analyses in vitro de la matière excrétée ou éliminée par l'organisme.

**incorporation.** Acte ou processus d'introduction de radionucléides dans l'organisme par inhalation ou ingestion ou à travers la peau, ou activité absorbée dans l'organisme par cet acte ou ce processus.

**incorporation aiguë.** Incorporation unique supposée se produire instantanément.

**incorporation chronique.** Incorporation sur une période prolongée qui ne peut être supposée avoir été instantanée.

**limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA).** Limite calculée de l'activité volumique dans l'air d'un radionucléide spécifique, calculée de telle manière qu'un travailleur typique respirant de l'air avec une contamination constante du niveau de la LDCA et effectuant une activité physique normale pendant une année, recevra la limite annuelle d'incorporation pour le radionucléide en question. Calculée comme étant la limite de dose effective divisée par le coefficient de dose,  $e(50)_{inh}$ , et le volume d'air inhalé par le travailleur adulte de référence au cours d'une année de travail ( $2,4 \times 10^3 \text{ m}^3$ ). L'unité pour la LDCA est le Bq/m<sup>3</sup>.

**modèle biocinétique.** Modèle mathématique décrivant l'incorporation, l'absorption et la rétention dans divers organes ou tissus du corps et l'excrétion ultérieure de l'organisme par différentes voies.

**période biologique.** Temps que prend un système biologique, comme une partie d'un tissu ou l'organisme entier, pour éliminer, par un processus naturel autre que la décroissance radioactive, 50 % de la quantité du radionucléide qui s'y est introduit.

**période effective ( $T_e$ ).** Temps que met la quantité de radionucléide déposée dans un organisme vivant pour être réduite de moitié à la suite de l'action combinée de la décroissance radioactive et de l'élimination biologique, c'est-à-dire:

$$T_e = \frac{T_b T_p}{T_b + T_p}$$

où  $T_b$  est la période biologique et  $T_p$  est la période radioactive.

**période physique ( $T_p$ ).** Temps que met l'activité d'un radionucléide à décroître de moitié en conséquence de la décroissance radioactive.

### *Modèle des voies respiratoires humaines*

**DAMA (diamètre aérodynamique médian d'activité).** Valeur du diamètre aérodynamique<sup>2</sup> telle que 50 % de l'activité dans l'air pour un aérosol spécifique soit associée à des particules inférieures au DAMA et 50% de l'activité soit associée aux particules de diamètre supérieur au DAMA. Utilisé lorsque le dépôt dépend principalement de l'impaction inertielle et de la sédimentation, généralement lorsque le DAMA est supérieur à environ 0,5  $\mu\text{m}$ . Pour les particules plus petites, le dépôt dépend, en général, principalement de la diffusion et le DTMA (diamètre thermodynamique médian d'activité) – défini de manière similaire mais faisant référence au diamètre thermodynamique<sup>2</sup> des particules – est alors utilisé.

**dépôt.** Processus initial déterminant la quantité de substance présente dans l'air inhalé qui restera dans les voies respiratoires après exhalation. Le dépôt de matière peut se produire au cours de l'inhalation ou de l'exhalation.

**région alvéolaire–interstitielle (AI).** Bronchioles, sacs et conduits alvéolaires et leurs alvéoles et le tissu conjonctif interstitiel.

---

<sup>2</sup> Le diamètre aérodynamique d'une particule en suspension dans l'air est le diamètre qu'une sphère de masse volumique unitaire devrait posséder pour avoir la même vitesse terminale lorsqu'elle se trouve dans l'air que la particule en question. Le diamètre thermodynamique est le diamètre qu'une sphère devrait posséder pour avoir le même coefficient de diffusion dans l'air que la particule en question.

**région bronchique (BB).** Trachée et bronches.

**région des bronchioles (bb).** Bronchioles et bronchioles terminales.

**relâchement.** Élimination de la substance à partir des voies respiratoires par transport de particules et par absorption.

**transport de particules.** Processus qui libère la substance des voies respiratoires vers le tractus gastro-intestinal et vers les ganglions lymphatiques et qui déplace la substance d'une partie des voies respiratoires vers une autre.

**voies aériennes extrathoraciques (ET).** Partie antérieure du nez (ET1) et passages nasaux postérieurs, bouche, pharynx et larynx (ET2).

**voies aériennes thoraciques (TH).** Régions bronchiques (BB), bronchiolaires (bb) et alvéolaires – interstitielles (AI).



## **PERSONNES AYANT COLLABORÉ À LA RÉDACTION ET À L'EXAMEN**

- Chevalier, C.      Électricité de France, Service général de médecine du travail (France)
- Gustafsson, M.    Agence internationale de l'énergie atomique
- Ishigure, N.      Institut national des sciences radiologiques (Japon)
- Lipsztein, J.      Instituto de Radioproteção e Dosimetria/CNN (Brésil)
- Málátova, I.      Institut national de radioprotection (République tchèque)
- Nosske, D.        Bundesamt für Strahlenschutz (Allemagne)
- Rahola, T.        Centre de sûreté nucléaire et radiologique (Finlande)
- Stather, J.W.      Conseil national de radioprotection (Royaume-Uni)
- Surendran, T.     Centre de recherche atomique Bhabha (Inde)
- Toohey, R.E.      Oak Ridge Institute for Science and Education (États-Unis)
- Wernli, C.        Institut Paul Scherrer (Suisse)
- Whillans, D.      Ontario Hydro (Canada)
- Wrixon, A.D.      Conseil national de radioprotection (Royaume-Uni)
- Xia, Y.            Institut de l'énergie atomique (Chine)



## **ORGANES CONSULTATIFS POUR L'APPROBATION DES NORMES DE SÛRETÉ**

### **Comité consultatif pour les normes de sûreté radiologique**

*Afrique du Sud:* Olivier, J.H.I.; *Allemagne:* Landfermann, H-H.; *Canada:* Measures, M.; *Chine:* Ziqiang, P.; *Espagne:* Butragueño, J.L.; *États-Unis:* Cool, D.A.; *Fédération de Russie:* Kutkov, V.A.; *France:* Pieckowski, J.; *Ghana:* Fletcher, J.J.; *Irlande:* Turvey, F.J.; *Japon:* Matsumoto, Y.; *Royaume-Uni:* Creswell, L. (Président); *Suisse:* Jeschki, W.; *Ukraine:* Rudy, C.G.; *Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire:* Lazo, E.; *AIEA:* Mason, C. (Coordonnateur); *Bureau international du Travail:* Niu, S.; *Commission européenne:* Fraser, G.; *Commission internationale de protection radiologique:* Valentin, J.; *Organisation mondiale de la santé:* Souchkevitch, G; *Organisation panaméricaine de la santé:* Borrás, C.

### **Commission consultative pour les normes de sûreté**

*Allemagne:* Hennenhöfer, G., Wendling, R.D.; *Argentine:* Beninson, D.; *Australie:* Lokan, K., Burns, P.; *Canada:* Bishop, A. (Président), Duncan, R.M.; *Chine:* Huang, Q., Zhao, C.; *Espagne:* Alonso, A., Trueba, P.; *États-Unis:* Travers, W.D., Callan, L.J., Taylor, J.M.; *France:* Lacoste, A.-C., Asty, M.; *Japon:* Sumita, K., Sato, K.; *République de Corée:* Lim, Y.K.; *Royaume-Uni:* Williams, L.G., Harbison, S.A.; *Slovaquie:* Lipár, M., Misák, J.; *Suède:* Holm, L.-E.; *Suisse:* Prêtre, S.; *Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire:* Frescura, G.; *AIEA:* Karbassioun, A. (Coordonnateur); *Commission internationale de protection radiologique:* Valentin, J.