



IRSN

INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Radioprotection de l'environnement

//Synthèse et perspectives

Edition du 1^{er} juillet 2006

Radioprotection de l'environnement

// Synthèse et perspectives

Première parution le 1^{er} juillet 2006

Rapport IRSN 2005-56
ISRN IRSN 2005/56-FR

L'IRSN

// en bref

L'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN), créé par la loi n°2001-398 du 09/05/2001 et dont les missions et l'organisation ont été précisées par le décret n°2002-254 du 22 février 2002, est un établissement public industriel et commercial (EPIC), placé sous la tutelle conjointe des ministres chargés de la Défense, de l'Environnement, de l'Industrie, de la Recherche et de la Santé.

Il rassemble plus de 1 500 spécialistes : ingénieurs, chercheurs, médecins, agronomes, vétérinaires et techniciens, experts compétents en sûreté nucléaire et en radioprotection, ainsi que dans le domaine du contrôle des matières nucléaires et sensibles.

L'Institut exerce des missions d'expertise et de recherche dans les domaines suivants :

- sûreté nucléaire ;
- sûreté des transports de matières radioactives et fissiles ;
- protection de l'homme et de l'environnement contre les rayonnements ionisants ;
- protection et contrôle des matières nucléaires ;
- protection des installations et des transports de matières radioactives et fissiles contre les actes de malveillance.

Doctrines et synthèses

Editions propriété de l'IRSN
77-83, avenue du Général de Gaulle
92140 Clamart
Tél : 01-58-35-88-88
Site web : www.irsn.fr

Sauf autorisation écrite, tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tout procédé et pour tout type d'usage, sont interdits. Pour plus d'informations contacter :

IRSN
Frédéric Goldschmidt
BP 17
92262 Fontenay aux Roses cedex
Fax : +33 (0) 1 58 35 79 71

doc.syn@irsn.fr

Avant-propos

L'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire conduit des programmes de recherche et des études sur les risques nucléaires et radiologiques, il est responsable de missions de service public dans le champ de la prévention de ces risques et il fournit un appui technique aux autorités publiques compétentes en matière de sûreté et de sécurité nucléaires et de radioprotection. A ces différents titres, l'Institut est amené à prendre position sur un certain nombre de sujets à caractère scientifique et technique.

Dans le cadre de sa politique de transparence et avec le souci de mettre à la disposition de l'ensemble des partenaires ou parties prenantes concernés une information de qualité facilitant l'élaboration de leur propre jugement, l'IRSN publie des "documents de doctrine et de synthèse", qui présentent la position de l'Institut sur un sujet particulier.

Ces documents sont élaborés par des experts de l'IRSN, le cas échéant en collaboration avec des experts extérieurs, puis soumis à un processus de validation sous assurance qualité.

Ils reflètent la position de l'IRSN au jour de leur publication sur son **site internet**. Cette position peut être revue, en fonction du progrès des connaissances scientifiques, des évolutions réglementaires, ou de la nécessité de son approfondissement en réponse à un besoin interne, ou à des sollicitations extérieures.

Ce document peut être librement utilisé et cité, à condition d'en mentionner la source et la date de publication.

Les commentaires sont bienvenus. Ils peuvent être transmis à **l'adresse** indiquée en marge en faisant référence au document auquel ils s'adressent.

www.irsn.org

Doctrine et synthèse

IRSN
BP 17
92262 Fontenay aux Roses cedex
Fax : +33 (0) 1 58 35 79 71

doc.syn@irsn.fr

Jacques Repussard
Directeur Général

//Liste des **auteurs**

**Document réalisé par le service d'étude
du comportement des radionucléides
dans les écosystèmes – SECRE –**

Direction de l'Environnement et de l'Intervention – DEI -

Christelle Adam
Karine Beaugelin-Seiller
Jean-Christophe Gariel (rapporteur)
Jacqueline Garnier Laplace
Rodolphe Gilbin
Pascale Henner
Olivier Simon

Résumé

La revue bibliographique de synthèse qui fait l'objet de ce document présente les principales avancées dans le domaine de l'évaluation du risque à l'environnement associé aux radionucléides depuis ces cinq dernières années. Elle est basée sur une réflexion comparative entre les méthodes qui existent pour les substances chimiques et celle qui est en cours de développement pour les substances radioactives. L'accent est principalement mis sur les méthodologies développées à l'échelle européenne. Après une description sommaire de la problématique générale accompagnée d'un bilan du contexte européen et international, les concepts de base de l'évaluation du risque environnemental sont présentés ainsi que ses principales composantes (formulation du problème, analyse des effets, analyse des expositions et caractérisation du risque). Les diverses méthodes de caractérisation du risque sont passées en revue avec un examen comparatif détaillé entre la méthodologie recommandée pour les substances chimiques dans le cadre du guide technique européen (Technical Guidance Document ; EC, 2003) et celle en cours de développement dans le cadre du 6^{ème} PCRD pour les radionucléides (ERICA). Les principales différences entre les radionucléides et les substances chimiques stables à prendre en compte dans la mise en place d'une méthode d'évaluation du risque environnemental sont soulignées pour conclure cette partie :

- 1/ la référence obligatoire à la dose (en Gy) ou au débit de dose (en Gy/h) pour intégrer exposition et effets car les connaissances actuelles sur les effets des radionucléides sont toutes rapportées à cette grandeur ;
- 2/ la nécessité de considérer deux voies d'irradiation, externe et interne ;
- 3/ l'absence de tests normalisés ou même recommandés pour évaluer l'écotoxicité des radionucléides.

Un état de l'art sur les connaissances relatives aux critères de protection de l'environnement (ou valeurs de comparaison) est ensuite présenté. Parmi les méthodes présentées pour dériver et utiliser des valeurs de comparaison (valeurs « benchmark ») pour les substances chimiques, toutes sont applicables pour les radionucléides. La nécessité de cohérence des deux systèmes (substances chimiques et radionucléides) suggère d'adopter les caractéristiques communes suivantes :

- 1/ le caractère générique (par opposition à site-spécifique) des valeurs de comparaison dérivées pour être utilisées lors de

- l'étape de screening d'une approche de l'évaluation du risque graduée ;
- 2/ la flexibilité des techniques utilisées pour dériver ces valeurs benchmarks, avec l'ordre de préférence suivant : SSD>Facteur d'extrapolation>Partition à l'équilibre ;
 - 3/ la protection de 95% des espèces constituant l'écosystème ou la communauté (si l'approche statistique est conduite pour un groupe taxonomique donné) ;
 - 4/ la protection contre les effets sublétaux pouvant avoir un impact à l'échelle des populations sur le long terme (tests d'écotoxicité chronique sur reproduction et/ou croissance préférés). Ces méthodes sont applicables quel que soit l'écosystème concerné.

Les outils et modèles existant pour effectuer les calculs dosimétriques nécessaires à la mise en œuvre d'une évaluation du risque à l'environnement pour des radionucléides sont ensuite présentés de manière succincte, incluant le concept d'organismes de référence.

Le document fait part d'une réflexion sur la surveillance de l'environnement autour des sites rejetant des substances radioactives. Actuellement, cette dernière correspond principalement à une surveillance radiologique qui vise à apprécier les niveaux de radioactivité dans les différentes composantes de l'environnement participant à la contamination de la chaîne alimentaire ou à apprécier l'évolution dans le temps et l'espace des rejets par des mesures régulières sur des bioindicateurs. La mise en place d'un système d'évaluation du risque environnemental pour les radionucléides nécessite de développer des stratégies de surveillance écologique destinées à obtenir en complément des données de la surveillance radiologique (qui doit être adaptée à l'objectif de protection de l'environnement en complément de celui de protection de l'homme), des données permettant de vérifier la pertinence de l'évaluation. Dans la mesure où la surveillance écologique s'intéresse à l'étude des effets sur les écosystèmes, ces stratégies ne sont pas différentes de celles utilisées pour d'autres stressseurs comme par exemple les substances chimiques ou un stressseur physique tel que la température. Du fait de la présence de stressseurs multiples dans l'environnement, l'étape la plus difficile de la surveillance écologique est d'établir le cas échéant, une causalité entre la mise en évidence d'un effet et la présence d'un polluant spécifique


Au final, l'état de l'art présenté dans ce document montre la faisabilité de l'adaptation de méthodes pour l'évaluation du risque aux écosystèmes associé à la présence ou au rejet de substances radioactives dans l'environnement. La phase de conception de cette méthode, en cours à l'IRSN et au niveau européen dans le cadre du programme ERICA doit

évidemment s'enrichir du retour d'expérience de l'application à des cas d'études réels variés. Elle doit également être poursuivie par :

- 1/ la conception et le développement de méthodes d'évaluation comparative du risque pour les écosystèmes quel que soit le stressor considéré (substances chimiques et radioactives en particulier) ;
- 2/ une réflexion sur l'utilisation possible des informations qui proviendraient de la surveillance écologique in situ pour une intégration en tant que « preuves » dans une démarche d'évaluation du risque « multistresseurs » aux écosystèmes.

Pour toute situation réelle, ces méthodes permettront de démontrer que les rejets de radionucléides dans l'environnement sont associées (ou non) à un risque environnemental acceptable pour l'objet et le niveau de protection sélectionnés .

Avant propos

Ce document de synthèse complète le document de présentation de la stratégie de l'IRSN dans le domaine de la protection de l'environnement .

Remerciements

Ce travail de synthèse critique sur l'état de l'art dans le domaine de la radioprotection de l'environnement en général et plus spécifiquement dans celui de l'évaluation du risque pour les écosystèmes a bénéficié pour certains aspects du support financier d'EDF (GGP-Environnement), de l'ANDRA et de la Commission Européenne (ERICA-6^{ème} PCR domaine Euratom).




Protection de l'environnement,
orientation de l'IRSN
Rapport IRSN 2005-48
Edition du 7 avril 2005
ISRN IRSN-2005/48-FR

Sommaire

1/ Introduction	14
2/ Evolution et enjeux actuels	17
2/1 De la radioprotection de l'homme à la radioprotection de l'environnement	17
2/2 Pourquoi mettre en place un système de radioprotection de l'environnement ?	19
3/ Etat des connaissances sur les effets des rayonnements ionisants	22
3/1 Diverses catégories d'effets biologiques	22
3/2 Effets stochastiques : signification écotoxicologique de la génotoxicité	24
3/3 Effets déterministes chez l'individu et conséquences sur la dynamique des populations	25
3/4 Bilan des connaissances sur la radiobiologie des espèces non humaines	26
4/ Quelles bases	32
5/ Evaluation du risque écologique	38
5/1 Définitions et concepts de base	38
5/1/1 Définitions des différentes phases d'une méthode d'évaluation du risque	38
5/1/2 Lien entre caractérisation et gestion du risque	41
5/1/3 Position de l'analyse des effets dans la démarche de caractérisation du risque	42
5/1/4 Approche graduée	43
5/2 Etude comparée entre méthodes existantes applicables aux substances chimiques et méthodes existantes ou en cours de développement pour les radionucléides	46
5/2/1 Principaux critères définissant une méthode de caractérisation du risque	46
5/2/2 Méthodes utilisées pour combiner exposition et effets	48
5/2/3 Estimation du risque à partir de données de terrain	49

5/2/4 Estimation du risque par comparaison de valeurs ponctuelles d'exposition et d'effets	50
5/2/5 Estimation du risque par comparaison de valeurs ponctuelles d'exposition et d'effets – Prise en compte de l'incertitude	51
5/2/6 Estimation du risque par comparaison des distributions d'exposition et d'effet (méthode probabiliste)	51
5/3 Etude comparée des méthodes existant ou en cours de développement en Europe pour les substances chimiques et les radionucléides	52
5/3/1 Guide technique européen pour les substances chimiques	52
5/3/2 Cadre pour l'évaluation de l'impact des radionucléides (FASSET) et développement en cours pour la caractérisation du risque (ERICA)	60
5/3/3 Faisabilité de l'adaptation aux radionucléides des méthodes d'évaluation du risque environnemental utilisées pour les substances chimiques	71
6/ Modèles dosimétriques et hypothèses existants	74
6/1 Notion de « coefficients de dose »	74
6/1/1 Principes	74
6/1/2 Hypothèses générales	75
6/2 Organismes de référence pour le calcul dosimétrique simplifié	75
6/2/1 Définition	76
6/2/2 Critères de sélection	77
6/2/3 Liste d'organismes de référence	78
6/3 Méthodes de calcul	78
6/3/1 Méthodes analytiques	79
6/3/2 Méthodes probabilistes	80
7/ Critères de protection de l'environnement	82
7/1 Benchmarks ou valeurs de comparaison utilisées pour l'écotoxicité des substances chimiques	83
7/1/1 Situation en écotoxicologie	83
7/1/2 Aperçu des diverses méthodes utilisées : avantages et inconvénients.	84
7/1/3 Techniques pour déterminer une concentration dite sans effet	85
7/1/4 Etude comparée de l'approche RIVM et de l'approche TGD pour les substances chimiques	90
7/2 Valeurs de comparaison pour l'écotoxicité des radionucléides	92
7/2/1 Prise en compte du bruit de fond	96
7/3 Spécificités des radionucléides et conclusion	98
8/ Evaluation du risque	100

8/1 Données requises pour le cadre de l'évaluation et de la gestion du risque environnemental	100
8/2 Objectif et principes de la surveillance écologique	102
9/ Conclusions	105
10/ Références	108
11/ Glossaire et abréviations 	116

Liste des tableaux

Tableau 2-1 Principales directives européennes relatives à la protection de l'environnement au sens large et entrant dans le champ de la Directive cadre sur l'eau.....	20
Tableau 3-1 Récapitulatif des principales données d'effets relatives à une exposition chronique à des rayonnements ionisants disponibles dans la base de données FRED (FASSET, 2003) LOEDR : Lowest Observed Effect Dose Rate HNEDR : Highest No Effect Dose Rate	28
Tableau 4-1 Rôles des principales instances européennes et internationales et actions conduites dans le domaine de la radioprotection environnementale au cours des cinq dernières années	36
Tableau 5-1 Description sommaire des 4 phases de l'évaluation du risque environnemental	39
Tableau 5-2 Définitions de la caractérisation du risque retenues dans le cadre de divers programmes/méthodes d'évaluation du risque environnemental associé à une catégorie de stressseurs.....	40
Tableau 5-3 Principales étapes d'une approche graduée déclinées au sein des programmes ayant proposé ou proposant une méthode d'évaluation du risque environnemental pour les radionucléides.....	45
Tableau 5-4 Principaux critères susceptibles de discriminer les méthodes de caractérisation du risque environnemental. Ces critères sont passés en revue pour les principales méthodes mises en œuvre ou en cours de développement pour les radionucléides.....	46
Tableau 5-5 Règles d'attribution d'une valeur au facteur d'extrapolation utilisé pour la détermination des PNEC pour les écosystèmes aquatiques (eau douce) et terrestres lors d'une évaluation d'écotoxicité chronique d'après (EC, 2003) et (Garnier-Laplace et al., 2004d).....	57
Tableau 5-6 Articulation des différentes phases d'une évaluation du risque environnemental développées ou en cours de développement dans le cadre des projets FASSET et ERICA.....	62
Tableau 5-7 Organismes de référence, niveaux trophiques et écosystèmes associés définis dans le cadre du programme FASSET (FASSET, 2004).....	64
Tableau 5-8 Liste des radionucléides pris en compte dans le programme FASSET. Celle qui sera proposée dans le programme ERICA sera plus étendue.....	67
Tableau 5-9 Principaux manques de connaissances et types d'extrapolations associés pour une évaluation du risque écologique associé aux radionucléides - d'après (Garnier-Laplace et al., 2004b).....	69
Tableau 5-10 Synthèse des différentes propositions faites pour les facteurs de pondération (rayonnements et) à utiliser pour la dosimétrie des espèces non humaines.....	70
Tableau 5-11 Critères pris en compte dans les différentes phases d'une évaluation du risque environnemental et différences selon la catégorie de stressseurs. (caractères gras =	

critères spécifiques aux radionucléides, caractères italiques = critères spécifiques aux métaux et métalloïdes stables ou jamais appliqués aux radionucléides jusqu'alors, caractères normaux = critères communs aux deux catégories de stressseurs)	72
Tableau 7-1 Principales méthodes d'estimation de valeurs critiques d'écotoxicité et de valeurs benchmarks.....	84
Tableau 7-2 Définition et utilisations de diverses valeurs benchmarks dans l'approche du RIVM (RIVM, 2001)	91
Tableau 7-3 Analyse comparée sommaire des approches préconisées par le TGD (EC, 2003) et le RIVM (RIVM, 2001) pour et utiliser des valeurs benchmarks pour les substances chimiques. Les illustrations données concernent les écosystèmes aquatiques.....	92
Tableau 7-4 Différentes valeurs dites protectrices pour les groupes pseudo-taxonomiques spécifiés. Les usages sont précisés dans la description sommaire.....	95
Tableau 7-5 Niveaux de considération pour un organisme de référence dans le cadre d'une évaluation s'appuyant sur une comparaison avec le niveau de bruit de fond (d'après Pentreath, 2002).....	98
Tableau 9-1 Connaissances manquantes sur les effets biologiques des radionucléides, extrapolations nécessaires correspondantes et R&D suggérés à moyen terme pour des critères de protection des écosystèmes.	107

Liste des figures

Figure 5-1 Logigramme recommandé pour l'évaluation et la gestion du risque appliqué aux substances chimiques existantes dans le cadre du TGD (EC, 2003). En bleu, actions ayant trait aux phases d'analyse et en vert action ayant trait à la gestion du risque.....	42
Figure 5-2 Positions de l'analyse des effets dans le cadre d'une évaluation du risque écologique. Le schéma de l'approche intégrée correspond aux propositions faites dans les projets européens FASSET et ERICA alors que le schéma de l'approche « non-intégrée » est utilisé par exemple par le DOE ou l'Agence pour l'Environnement Britannique. Dans ce dernier cas, la caractérisation du risque est fondée sur l'analyse de l'exposition qui est directement comparée à une valeur benchmark prédéfinie qui peut par ailleurs correspondre à un niveau réglementaire (compliance levels).....	43
Figure 5-3 Représentation simplifiée des principales méthodes utilisées pour comparer exposition et effets pour caractériser un risque (modifié d'après Sergeant, 2002).....	49
Figure 5-4 Synoptique de l'articulation et du contenu des projets FASSET et ERICA - selon ERICA, 2004 -	61
Figure 5-5 Approche graduée proposée par ERICA pour l'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides. (selon ERICA, 2004a).....	63
Figure 5-6 Mise en correspondance du système de radioprotection de l'homme existant (à gauche) et du système de protection environnemental en cours de développement. Cette cohérence est recommandée par la CIPR (2003), (ICRP 2003) et suivie par ERICA (ERICA, 2004), (ERICA, 2005b).....	65
Figure 7-1 Etapes de toute méthode de dérivation d'une valeur benchmark ou valeur de comparaison.....	86
Figure 7-2 Représentation des deux utilisations principales d'une SSD.....	88
Figure 8-1 Positionnement dans l'évaluation et la gestion du risque, et utilisation des trois principales catégories de données (ou indicateurs) – données chimiques, données d'effets biologiques et données écologiques.....	101
Figure 8-2 Principales étapes de mise en œuvre d'une surveillance écologique.....	104

1/

Introduction

La prise en compte de l'environnement a évolué au cours de la mise en place du système de radioprotection de l'homme. Plusieurs périodes successives peuvent être distinguées notamment à travers les recommandations de la CIPR [1] et les travaux de l'AIEA :

- Jusqu'en 1991 [2], l'homme est la cible à protéger et l'environnement est considéré uniquement comme un vecteur de contamination vers l'homme qui utilise les ressources du milieu où il vit.
- Sur la base des connaissances acquises en matière d'effets des rayonnements ionisants chez les organismes vivants, la CIPR [3] postule que l'homme est l'être le plus radiosensible et que donc le protéger revient à ne pas mettre en danger les autres espèces (CIPR, 1991).
- Dans les années qui suivent, ce postulat, sans être remis fondamentalement en cause, est discuté. Ainsi, en 1992, un rapport technique de l'AIEA indique que : « il n'existe pas d'évidence, à partir de la littérature scientifique, que des débits de dose inférieurs à 1 mGy/j affecteront des populations animales ou végétales ». Ce même rapport conclut cependant que «...quelques situations, telles que des cas d'exposition prolongée d'un groupe critique humain approchant 1 mSv/an, combiné avec l'existence de conditions écologiques spécifiques comme la présence d'espèces rares ou en danger ou des stress combinés, peuvent nécessiter des analyses spécifiques. » (IAEA, 1992). En 1996, un rapport à l'assemblée générale de l'UNSCEAR (UNSCEAR, 1996) conclut que « pour les plantes, une irradiation chronique à des

[1]

Voir le glossaire en fin de document

[2]

Le paragraphe 14 de la publication 14 de la CIPR de 1977 stipule que : « *Although the principal objective of radiation protection is the achievement and maintenance of appropriate conditions for activities involving human exposure, the level of safety required for the protection of all human individual is thought likely to be adequate to protect other species, although not necessarily individual members of those species. The Commission believes that if man is adequately protected then other living things are also likely to be sufficiently protected* »

[3]

Le paragraphe 16 de la publication 60 de la CIPR de 1991 indique que « *The Commission believes that the standards of environmental control needed to protect man to the degree currently thought desirable will ensure that other species are not put at risk. Occasionally, individual members of non-human species might be harmed, but not to the extent of endangering whole species or creating imbalance between species. At the present time, the Commission concerns itself with mankind's environment only with regards to the transfer of radionuclides through the environment, since this directly affects the radiological protection of man* ».

débits de dose inférieurs à 400 $\mu\text{Gy/h}$ aurait des effets, bien que faibles, sur les espèces les plus radiosensibles mais n'aurait probablement pas d'effets délétères sérieux sur les communautés de plantes en raison du grand nombre d'espèces présentes. Pour les espèces animales les plus radiosensibles, les mammifères, il existe peu d'indications que des débits de dose de 400 Gy/h à l'individu le plus exposé affecteraient sérieusement la mortalité de la population. Pour des débits de dose d'un ordre de grandeur inférieur (40 à 100 $\mu\text{Gy/h}$), la même conclusion pourrait être tirée pour ce qui concerne les effets sur la reproduction. Pour les organismes aquatiques, la conclusion générale était que des débits de dose maximum de 400 Gy/h à une faible proportion des individus et, par voie de conséquence, un débit de dose moyen plus faible à l'autre partie de la population ne produirait pas de détérioration au niveau de la population.

L'ensemble de ces discussions a une part de son origine dans les conclusions de la conférence des Nations-Unies sur l'environnement et le développement (United Nations, 1992a). Le principe 4 de la déclaration de Rio indique ainsi que « ...la protection de l'environnement constituera une partie intégrante du processus de développement et ne peut pas être considérée indépendamment de ce dernier ». Dans le même temps, la convention sur la diversité biologique (United Nations, 1992b) définit la protection de l'environnement comme « la préservation de la diversité génétique et biologique, des ressources biologiques et des habitats ».

- Sur la base de ces constats, il apparaît depuis quelques années au niveau international un consensus sur la nécessité de mettre en place un système de protection de l'environnement contre les effets des rayonnements ionisants. Ce consensus a conduit les différentes organisations internationales (CIPR, AIEA, AEN, UNSCEAR, Commission Européenne ...) à élaborer des réflexions et des programmes de travail sur le cadre ou les méthodes qui pourraient être mis en œuvre pour mettre en place dans les années qui viennent une méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides. En particulier, la CIPR, dans sa publication 91 (CIPR, 2003), « estime qu'il est nécessaire de développer un cadre pour l'évaluation des effets des rayonnements sur les espèces non humaines. Cette nécessité n'est pas commandée par une inquiétude particulière à propos des

Il existe un consensus international sur la nécessité de mettre en place une méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux effets des radionucléides.

• 1/Introduction

dangers des rayonnements pour l'environnement. Ce cadre doit plutôt être défini pour combler un manque conceptuel en radioprotection et pour déterminer comment le cadre proposé pourrait contribuer à atteindre les objectifs de nos sociétés en matière de protection de l'environnement, en définissant une politique de protection fondée sur des principes scientifiques et éthiques/philosophiques ».

On peut constater qu'en une décennie environ, et en l'absence d'observations d'effets délétères sur l'environnement associés aux rejets contrôlés de radionucléides dans l'environnement, l'évolution de la perception de la protection de l'environnement par la société a conduit à passer d'une situation où la protection de l'homme était censée garantir la protection de l'environnement à la situation actuelle où s'impose la nécessité de mettre en place des méthodes d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides.

Dans ce contexte, l'objectif du présent document est dans un premier temps de préciser les raisons qui poussent à mettre en place une méthode d'évaluation du risque à l'environnement associé aux radionucléides et dans un deuxième temps de faire une synthèse de l'ensemble des éléments qui doivent être pris en considération pour élaborer cette méthode. On fera largement appel aux connaissances issues des méthodes d'évaluation du risque environnemental qui existent pour les substances chimiques «conventionnelles ».

2/ Evolution et enjeux actuels

// des pratiques en radioprotection

Avant d'aborder la question de la protection de l'environnement à l'égard des rayonnements ionisants, ce chapitre revient sur la mise en place du système de radioprotection de l'homme qui, jusqu'à présent et selon la CIPR, incluait *de facto* la radioprotection de l'environnement et des principes qui le sous-tendent.

2/1

De la radioprotection de l'homme à la radioprotection de l'environnement

Depuis l'avènement de l'industrie nucléaire, la principale préoccupation a été de protéger l'homme contre les effets néfastes des rayonnements ionisants. Ainsi, le système de radioprotection actuel est fondé pour l'essentiel sur les connaissances des effets d'une **exposition aiguë** à des doses relativement élevées de radionucléides. Pour les doses plus faibles, les travaux ont principalement eu pour but d'assurer la protection des travailleurs du nucléaire, qu'ils soient soumis à un risque d'irradiation externe ou à un risque de contamination aiguë par inhalation ou blessure.

Les modèles de contamination (modèles **biocinétiques** couplés aux modèles physiologiques) par les radionucléides chez l'homme ont été validés pour des incorporations importantes et se sont focalisés principalement sur la voie d'atteinte prédominante qui est l'inhalation via l'appareil respiratoire.

Les travaux sur l'exposition aux faibles doses ont principalement eu pour but d'assurer une protection satisfaisante des travailleurs du nucléaire, qu'ils soient soumis au risque d'irradiation externe ou à un risque de contamination par inhalation ou blessure.

La radioprotection du public est fondée sur les principes et les concepts de la radioprotection destinés en premier lieu à assurer une protection satisfaisante des travailleurs. D'une manière simplifiée, la radioprotection du public est principalement transposée de celle des travailleurs avec un facteur de sécurité de 10 à 20 introduit de façon plus ou moins arbitraire. Les travaux sur l'incorporation **chronique** par ingestion (prépondérante pour les personnes du public) ont été peu développés. Les effets biologiques qui ont été recherchés sont pour l'essentiel des **effets stochastiques** avec notamment l'induction de cancers.

L'homme étant la cible à protéger, la mise en place du système de radioprotection pour celui-ci a conduit à ne considérer l'environnement que de manière partielle dans la mesure où seuls les compartiments intervenant dans le transfert de radionucléides entre la source d'émission et l'homme ont été étudiés. C'est ainsi que la radioécologie s'est principalement focalisée sur l'étude des transferts dans les compartiments concernant la chaîne alimentaire humaine.

Pour ce qui concerne la protection de l'environnement, les principaux travaux de recherche se sont intéressés aux effets des radionucléides chez les organismes « non humains » de différentes espèces, à de fortes doses de radionucléides en situation d'exposition aiguë pour l'essentiel. Il s'agit principalement d'expérimentations d'irradiation gamma externe. Les cas d'études en irradiation chronique sont beaucoup plus rares. Les effets biologiques qui ont été recherchés sont avant tout des effets déterministes, avec en priorité la détermination des doses létales, puis par ordre décroissant quant au volume des données disponibles, la capacité reproductive, la morbidité et la mutation.

A l'heure actuelle, tant du côté homme que du côté environnement, la situation d'**exposition chronique** (ex. pendant une durée significative par rapport à la durée de vie) à de faibles quantités de radionucléides se caractérise par un manque de connaissances. Ce constat entretient une double incertitude :

- 1/ l'impact sur l'homme pourrait être sous-estimé, en particulier parce que les effets déterministes sur les systèmes répondant le plus précocement à un stress (par exemple les systèmes immunitaire, nerveux central, reproducteur) ont été très peu explorés jusqu'à présent ;
- 2/ l'atteinte à l'environnement pourrait conduire à des effets dommageables sur ce dernier mais aussi, *in fine*, sur l'homme.

L'homme étant la cible à protéger, la radioécologie s'est jusqu'à présent principalement focalisée sur l'étude des transferts dans les compartiments concernant la chaîne alimentaire humaine.

2/2

Pourquoi mettre en place un système de radioprotection de l'environnement ?

Comme on l'a vu précédemment, l'homme s'est intéressé, d'abord et de manière logique, à sa propre protection contre l'effet des rayonnements ionisants. L'environnement a dans un premier temps été considéré uniquement comme un vecteur de la contamination entre le **terme source** et l'homme. L'un des bénéfices de cette situation a été le développement de modèles de transfert élaborés qui permettent à l'heure actuelle de prévoir les concentrations des radionucléides dans les **compartiments** de l'environnement qui sont les principales voies d'exposition pour l'homme et en particulier tous ceux qui participent à la chaîne alimentaire humaine. Dans un second temps, en l'absence de démonstration et en considérant que l'être humain était le plus radiosensible, les actions mises en place pour protéger l'homme étaient censées garantir contre les atteintes à l'environnement.

Depuis quelques années, des interrogations apparaissent quant au bien-fondé de ce postulat. Les objections le plus souvent avancées sont les suivantes :

- Le postulat de la CIPR pourrait ne plus être valable à toutes les échelles de temps et d'espace ou dans des situations où l'homme est absent (milieux aquatiques par exemple) ;
- L'absence de critères spécifiques pour la protection de l'environnement (ils sont, à l'heure actuelle, déduits du système de protection de l'homme) rend difficile l'acceptation par le public des rejets de radionucléides dans l'environnement ;
- L'absence de méthodes et de critères spécifiques pour la protection de l'environnement à l'égard des radionucléides est difficilement justifiable en regard des pratiques dans le domaine de la protection de l'environnement à l'égard des substances chimiques pour lesquelles des méthodes et des standards existent.
- Enfin, la protection de l'environnement à l'égard des substances radioactives doit s'intégrer dans les systèmes de protection de l'environnement au sens large qui existent ou sont en cours de développement sur le plan européen. Divers objectifs sous-tendent cette réglementation en Europe :
 - la conservation et protection des habitats (ex. Natura 2000 qui est un réseau des Zones de Protection Spéciale et des Zones Spéciales de Conservation correspondant à la

L'impact sur l'homme pourrait être sous-estimé et l'atteinte à l'environnement pourrait conduire à des effets dommageables sur ce dernier mais aussi, *in fine*, sur l'homme.

2/Evolution et enjeux actuels

mise en place de la directive « habitats » de 1992 ¹ et de la directive « oiseaux » de 1979 ² ;

- la conservation de la biodiversité avec la protection des espèces en danger ;
- la gestion des ressources, la prévention de la pollution et son contrôle à la source ;

Ces objectifs sont précisés notamment par des directives dont la principale est la Directive Cadre sur l'eau 2000/60/EC du 23 octobre 2000 ³, qui établit un cadre communautaire dans le domaine de la police de l'eau et couvre ainsi de nombreuses autres directives dont les principales sont mentionnées dans le Tableau 2-1.

De la même manière, pour le milieu marin, la convention OSPAR ¹ sur la protection des écosystèmes marins de l'Atlantique Nord-Est, oblige les Etats membres impliqués à viser des objectifs de qualité du milieu pour les substances radioactives (OSPAR 1998).

¹ Directive « Habitat »
Directive 92/43/CEE-ZSC

² Directive « Oiseaux »
Directive 79/409/CEE-ZPS

³ Directive « Police de l'eau »
Directive 2000/60/EC, journal
officiel de l'Union Européenne
L327 du 22.12.2001

Directive	Description sommaire
Directive 75/440/EEC	Qualité des eaux de surface destinées à la production d'eau potable au sein des états membres
Décision 77/795/EEC	Établissement de protocoles communs d'échanges d'informations sur la qualité des eaux de surface au sein de la communauté
Directive 79/869/EEC	Méthodes de mesures et stratégie d'échantillonnage des eaux de surface destinées à la production d'eau potable au sein des états membres
Directive 78/659/EEC;	Qualité des eaux douces pour la protection et l'amélioration de la vie piscicole
Directive 80/68/EEC	Protection des eaux souterraines contre la pollution par certaines substances dangereuses
Directive 76/464/EEC	Pollution par certaines substances dangereuses rejetées dans l'environnement aquatique au sein de la communauté
Directive 79/409/EEC	Conservation des oiseaux
Directive 92/43/EEC	Conservation des habitats et de la faune et flore sauvages
Directive 91/676/EEC	Protection des eaux contre la pollution par les nitrates originaires de sources agricoles
Directive 76/160/EEC	Qualité des eaux de baignade
Directive 86/278/EEC	Protection de l'environnement et des sols en particulier lors d'utilisation de boues de station d'épuration en agriculture

Tableau 2-1

Principales directives européennes relatives à la protection de l'environnement au sens large et entrant dans le champ de la Directive cadre sur l'eau.

¹ OSPAR

La Convention OSPAR de 1992 est l'instrument qui oriente la coopération internationale sur la protection du milieu marin de l'atlantique du nord-est. Il a uni et mis à jour la Convention d'Oslo de 1972 sur les opérations d'immersion de rejets en mer et la Convention de Paris de 1974 sur la pollution marine d'origine tellurique.

www.ospar.org

2/Evolution et enjeux actuels

En résumé, il apparaît, aujourd'hui, que l'affirmation de la CIPR selon laquelle si l'homme est protégé, les autres espèces ne sont pas en danger fait l'objet d'une remise en cause. Celle-ci n'est pas liée au fait qu'elle ait été mise en défaut mais provient de l'absence de méthodes et de standards spécifiques à la protection de l'environnement. Par ailleurs la montée des préoccupations écologiques durant la dernière décade, appuyée par les deux concepts de développement durable et du principe de précaution, et traduite par l'apparition de systèmes de protection de l'environnement au sens large, milite pour la mise en place d'un système de radioprotection de l'environnement. Consciente de ces enjeux, la communauté internationale (AIEA, CIPR, UNSCEAR, Communauté Européenne) a lancé depuis quelques années des initiatives, des réflexions et des travaux sur les principes qui devraient structurer ce système.

Résumé

L'absence de critères spécifiques pour la protection de l'environnement vis-à-vis des radionucléides, si elle ne l'a pas mise en défaut, ne permet pas de justifier l'affirmation de la CIPR selon laquelle si l'homme est protégé les autres espèces ne sont pas en danger. La surveillance et les études environnementales actuelles sont guidées *in fine* par les dommages qu'elles peuvent induire ou non chez l'homme. L'impact écologique des substances radioactives et ses conséquences sur l'écosystème est en lui-même méconnu. En conséquence et par analogie avec ce qui existe pour les substances chimiques il s'avère nécessaire du point de vue de la réglementation de développer une méthodologie d'évaluation du risque associée aux effets des substances radioactives qui s'inscrive dans un système de protection de l'environnement au sens large du terme.

3/ Etat des connaissances sur les effets des rayonnements ionisants

// sur les organismes non-humains

Ce chapitre passe en revue les différents types d'effets biologiques observés au niveau des organismes vivants non humains après une exposition à des rayonnements ionisants. L'analyse de la base de données **FRED** issue du projet européen FASSET (5^{ème} PCRD) a par ailleurs permis un regroupement des données en 4 catégories d'effets observés au niveau de l'individu et pertinents quant à l'exploitation au niveau de la population.

3/1

Diverses catégories d'effets biologiques

Les rayonnements ionisants, tout comme d'autres agents **stresseurs**, peuvent interagir directement ou indirectement avec les structures biologiques. Au niveau cellulaire, différents dommages peuvent être causés par les radionucléides, selon trois mécanismes :

- liaison/altération avec des biomolécules intracellulaires ou membranaires (enzymes, ADN, phospholipides) ;
- réaction directe ou non avec des biomolécules (glutathion, peptides, protéines diverses) ;

3/Etat des connaissances

- atteinte du transport membranaire, de la stabilité des lysosomes et de la réplication de l'ADN.

Ces dommages peuvent se propager aux différents niveaux d'organisation des systèmes biologiques : cellules, tissus, organes, individus, **populations, communautés, écosystèmes...**

De manière générale et, comme pour l'homme, l'exposition aux rayonnements ionisants conduit à deux types d'effets :

- **Les effets stochastiques** : ce sont ceux pour lesquels la probabilité d'occurrence augmente avec la dose délivrée alors que la sévérité reste constante quelle que soit la dose. Ils recouvrent d'une part l'induction de cancers et d'autre part des effets génétiques transmissibles. Les dommages initiaux résultent de l'effet des rayonnements au niveau moléculaire qui se traduit par des modifications structurales des molécules d'ADN, l'effet étant dépendant du type de rayonnement et du tissu exposé. Compte tenu du rôle clé de l'ADN dans l'expression et la transmission de l'information génétique, les dommages à cette macromolécule (visibles à l'échelle chromosomique -effets cytogénétiques- ou moléculaire), ont été une des cibles privilégiées des recherches. Très schématiquement, l'évolution de ces dommages peut conduire à différentes situations :
 - 1/ un processus de réparation du dommage s'enclenche et la cellule survit et reprend un fonctionnement normal ;
 - 2/ un processus de réparation des dommages s'enclenche mais ne se déroule pas normalement. Le dommage latent s'exprime dans la cellule touchée et sa descendance ;
 - 3/ les dommages conduisent à la mort de la cellule.
- **Les effets déterministes** : ceux-ci sont définis comme ceux pour lesquels il existe un seuil de dose au-dessous duquel il n'y a plus d'effets observables, jugés néfastes pour la santé. Au-delà de ce seuil, la gravité de l'effet augmente avec la dose. Ces effets concernent par exemple, la fécondité, la mortalité, la morbidité, le comportement, etc.

3/2

Effets stochastiques : signification écotoxicologique de la génotoxicité

Les dommages à l'ADN ont fait l'objet de recherches chez des organismes végétaux et animaux non humains, mais là encore, dans la grande majorité des cas dans un contexte d'irradiation externe à forte dose d'énergie délivrée. Le patrimoine génétique définit, pour ces organismes, leur potentiel d'adaptation aux modifications du milieu dans lequel ils vivent. En d'autres termes, toute altération génétique peut impliquer des conséquences sur les capacités d'adaptation et donc sur la dynamique de la population concernée. La molécule dépositaire de ce patrimoine est l'ADN dont la structure peut être modifiée par des agents dits génotoxiques dont font partie les radionucléides, tout comme diverses substances chimiques.

Pour les populations humaines, la prise en compte de l'état de santé de l'individu amène à s'intéresser aux altérations génétiques affectant les cellules somatiques et pouvant se traduire par l'apparition de cancers ou autres maladies. La signification de ce type de pathologies est bien évidemment tout à fait différente pour des populations végétales et animales, où s'exerce en général une sélection naturelle importante éliminant les individus porteurs de ce type d'anomalies. Cette disparition peut être compensée par le taux de renouvellement des populations (hors grands mammifères, rapaces...ex. les espèces à taux de renouvellement faible et pour lesquelles la notion d'individu à protéger reprend toute son importance). Dans une perspective écotoxicologique, les manifestations génotoxiques dans les cellules somatiques sont donc à relativiser. Cette observation n'est plus valable pour les cellules germinales puisqu'il y a alors transmissibilité à la descendance des caractères nouveaux acquis. De telles modifications peuvent avoir des conséquences diverses : elles peuvent être limitées à une fraction de la population pour la mortalité embryonnaire ou juvénile, conférer de nouvelles propriétés adaptatives à la population avec un taux de renouvellement plus rapide si la mutation offre un avantage sélectif, ouvrant la possibilité d'effets indirects sur d'autres espèces affectées par les relations qu'elles entretiennent avec l'espèce exprimant la mutation.

Dans le contexte de la protection de l'environnement, il s'agit de retenir qu'il est nécessaire de relativiser l'importance des effets stochastiques, première cible d'études et de recherches pour l'homme, sauf pour les cellules germinales pour lesquelles l'expression de la **génotoxicité** revêt une signification écotoxicologique.

3/3

Effets déterministes chez l'individu et conséquences sur la dynamique des populations

En l'état actuel des connaissances, la complexité d'interprétation des effets génétiques transmissibles au niveau des populations végétales ou animales les rend difficilement interprétables. Il en résulte que les efforts se concentrent essentiellement sur les effets déterministes pour la mise en place d'un système de radioprotection de l'environnement. Les organismes développent une grande variété de réponses biochimiques, immunologiques, physiologiques, en fonction de la concentration en polluant et de la durée d'exposition. Les manifestations les plus précoces peuvent s'observer au niveau cellulaire ou au niveau de l'individu. Elles sont de trois ordres :

- interaction directe entre le toxique et la(les) cible(s) biologique(s) ;
- effets sur le métabolisme énergétique ou hormonal pouvant avoir des répercussions sur la croissance, la fécondité et la durée de vie ;
- effets comportementaux.

Le lien entre ces effets précoces et les effets sur la dynamique des populations ou sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes, est double : un produit toxique peut affecter un écosystème soit directement par des effets sur de grandes « fonctions » de l'individu tels le comportement, la croissance, la reproduction, soit indirectement par des effets sur les interactions entre espèces (relations trophiques, abondance, diversité...).

En l'état actuel des connaissances, la complexité d'interprétation des effets génétiques transmissibles dans les populations végétales et animales justifie une approche déterministe de la radioprotection de l'environnement.

3/4

Bilan des connaissances sur la radiobiologie des espèces non humaines

La plupart des travaux de recherche concernant l'effet des rayonnements ionisants sur les écosystèmes se sont focalisés, essentiellement pour des raisons pratiques, sur l'impact au niveau des individus plutôt qu'aux niveaux d'organisation supérieurs (pour plus de détails, voir les synthèses bibliographiques de (AIEA, 1992), (UNSCEAR, 1996), (Coplestone et al., 2000)). Par ailleurs, la plupart de ces études se sont intéressées aux situations d'exposition aiguë à court terme plutôt qu'à celles d'exposition chronique.

Enfin, majoritairement, ces travaux correspondent à des situations d'irradiation externe gamma, les situations d'exposition interne couplant radiotoxicité et chimiotoxicité n'étant que rarement étudiées. En particulier, il faut souligner que les processus de **bioaccumulation** conduisant à des microlocalisations sur certaines cibles cellulaires ou subcellulaires spécifiques au comportement biochimique du radionucléide étudié, mettent en jeu à la fois des phénomènes chimiotoxiques et des dépôts d'énergie d'amplitude et de débit très différents caractérisés par une hétérogénéité à l'échelle cellulaire. Des effets biologiques sont susceptibles d'en découler.

Pour ce qui concerne la synthèse des effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains, deux bases de données ont été compilées dans le cadre du 5^{ème} PCRD : la base de données FRED dans le cadre du programme FASSET [1] et la base de données EPIC dans le cadre du projet du même nom. FRED contient 25 000 entrées ou couples de points (dose ou débit de dose, effet) accompagnés d'informations sur les conditions d'obtention (référence bibliographique, type d'exposition, type de rayonnement, type d'émetteurs, acquisition en laboratoire ou *in situ*, espèce, durée d'exposition, dosimétrie, etc.) et assemblés en 16 groupes pseudo-taxonomiques (Tableau 3-1). La grande majorité des données concernent des effets observés à l'échelle individuelle puis subindividuelle. Elles ont été regroupées dans 4 catégories qui sont pertinentes pour leur exploitation au niveau de la population :

- **la morbidité** : en particulier le taux de croissance, les effets sur le système immunitaire, les effets sur le comportement liés à des dommages dans le système nerveux central ;

La plupart des études se sont intéressées aux situations d'exposition aiguë à court terme plutôt qu'à celles d'exposition chronique.

[1] FASSET

Les programmes européens FASSET (5^{ème} PCRD) puis ERICA (6^{ème} PCRD) visent à établir un lien entre les résultats de la recherche et un cadre réglementaire.

L'objectif est de développer une approche intégrée et des outils pratiques d'évaluation et de gestion du risque pour l'environnement associé à la présence ou aux rejets de substances radioactives.

3/Etat des connaissances

- **la mortalité** : en particulier les effets stochastiques lors de mutation à l'échelle de cellules somatiques et leurs conséquences en matière d'induction de cancer ; les effets déterministes qui modifieraient les taux de mortalité et la durée de vie ;
- **la capacité reproductrice** : en particulier, la fertilité, la fécondité, la survie, le développement embryonnaire, etc. ;
- **les mutations des cellules somatiques et germinales** : ces effets sont liés aux connaissances disponibles sur les interactions entre les rayonnements ionisants et les tissus biologiques. Ils se traduisent par la production d'espèces réactives de l'oxygène et de l'altération directe ou indirecte de biomolécules telles que l'ADN par exemple (pour plus d'informations, se reporter à (Adam, 2004) et (Pradines, 2004).

Résumé

L'exposition aux rayonnements ionisants des organismes non-humains peut conduire à des dommages se propageant à différents niveaux d'organisation des systèmes biologiques allant de la cellule aux écosystèmes. Quel que soit le type de relation dose/effet considéré et leur conséquence sur la dynamique des populations (effets stochastique ou déterministe) les études sur la radiobiologie des espèces non-humaines sont actuellement incomplètes : elles se concentrent sur l'étude de l'individu plutôt qu'aux niveaux d'organisation supérieurs d'une part et aux cas de situations à des expositions aiguës à court terme plutôt que chronique et externe plutôt qu'interne. Il existe néanmoins deux bases de données issues du programme européen FASSET compilant la synthèse de ces études qui peuvent être exploitées de façon pertinente au niveau de la population.

3/Etat des connaissances

Groupe taxonomique	Organisme de référence (selon FASSET)	Morbidité	Mortalité	Capacité de reproduction	Mutation
Amphibiens	Amphibiens	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Pas de données	Pas de données	Trop peu de données
Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques			Trop peu de données pour tirer des conclusions	
	Vers	Pas de données sous 10^3 mGy h ⁻¹ . Pas d'effet sur la croissance à $7 \cdot 10^3$ mGy h ⁻¹ . Données limitées pour tirer des conclusions.	Effets dépendant du débit de dose au-dessus de $1,7 \cdot 10^3$ mGy h ⁻¹ . Trop peu de données pour tirer des conclusions.	A partir de cinq références, seulement une a donné deux valeurs. LOEDR pour des débits de dose > 10^4 mGy h ⁻¹ . HNEDR de 190 mGy h ⁻¹ pour <i>Meandryna arenaceodentata</i> .	Trop peu de données pour tirer des conclusions.
Plantes aquatiques	Plantes vasculaires				
	Macro-algues Phytoplancton	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Pas de données	Pas de données
Bactéries	Micro-organismes du sol				
	Bactéries benthiques	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Pas de données	Pas de données	Pas de données

Tableau 3-1
Récapitulatif des principales données d'effets relatives à une exposition chronique à des rayonnements ionisants disponibles dans la base de données FRED (FASSET, 2003)

LOEDR : Lowest Observed Effect Dose Rate
HNEDR : Highest No Effect Dose Rate

Groupe taxonomique	Organisme de référence (selon FASSET)	Morbidité	Mortalité	Capacité de reproduction	Mutation
Oiseaux	Échassiers	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Seulement 6 références ont été enregistrées avec des données sur une large gamme de débits de dose. Des relations dose-effet ont pu être déterminées pour des débits de dose > 10 ⁴ mGy h ⁻¹ .	Trop peu de données pour tirer des conclusions.
Crustacés	Crustacés	Pas de données pour des expositions chroniques à faibles doses. Seulement 3 références ont été enregistrées avec toutes des débits de dose > 10 ⁴ mGy h ⁻¹ .	Pas de données pour des expositions chroniques à faibles doses. Seulement 3 références ont été enregistrées avec toutes des débits de dose > 10 ⁴ mGy h ⁻¹ .	Pas de données pour des expositions chroniques à faibles doses. Seulement 3 références ont été enregistrées avec toutes des débits de dose > 10 ⁴ mGy h ⁻¹ .	Pas de données disponibles
Poissons	Œufs de poisson	Une expérience unique montre des effets sur le système immunitaire à un débit de dose < 8,3 mGy h ⁻¹ .	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Une étude montre des effets sur la gamétogenèse à 230 mGy h ⁻¹ . Sinon, des effets pour des débits de dose > 10 ³ mGy h ⁻¹ .	L'exposition aux rayonnements ionisants augmente le taux de mutation.
Champignons	Poissons Champignons	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles

Groupe taxonomique	Organisme de référence (selon FASSET)	Morbidité	Mortalité	Capacité de reproduction	Mutation
Insectes	Invertébrés de la canopée. Invertébrés du sol	Seulement sept références avec aucune expérience en dessous de 500 mGy h^{-1} . Seulement deux décrivent des effets au rayonnement gamma pour une large gamme de débits de dose tous $> \sim 10^3 \text{ mGy h}^{-1}$.	Pas de données pour des expositions chroniques à de faibles doses. Seulement une référence avec des débits de dose tous $> 10^4 \text{ mGy h}^{-1}$.	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Trop peu de données pour tirer des conclusions. Seulement deux références avec des débits de dose $> 10^4 \text{ mGy h}^{-1}$.
Mammifères	Mammifères marins Mammifères fousseurs Mammifères herbivores Mammifères carnivores	La croissance du rat n'est pas affectée à 16 mGy h^{-1} mais affectée à $> 3 \cdot 10^3 \text{ mGy h}^{-1}$. Quelques paramètres sanguins sont affectés à $180\text{-}850 \text{ mGy h}^{-1}$. Pas d'effet sur le fonctionnement de la thyroïde à $9 \cdot 10^3 \text{ mGy h}^{-1}$.	Pas d'effet sur la durée de vie de la souris à 460 mGy h^{-1} , mais des réductions significatives au-dessus de $\sim 10^3 \text{ mGy h}^{-1}$ pour la souris, la chèvre et le chien.	Seuil pour des effets à $\sim 100 \text{ mGy h}^{-1}$, avec des effets clairs pour des débits de dose $> 10^3 \text{ mGy h}^{-1}$. Une référence sur 9 donne une LOEDR de 420 mGy h^{-1} pour la souris.	Trop peu de données pour tirer des conclusions. Une référence sur 9 donne une LOEDR de 420 mGy h^{-1} pour la souris.
Mollusques	Mollusques	Trop peu de données pour tirer des conclusions. Une référence sur un total de deux donne une LOEDR $> 10^4 \text{ mGy h}^{-1}$ pour <i>Physa heterostropha</i> .	Trop peu de données pour tirer des conclusions. Deux références donnent une LOEDR $> 10^4 \text{ mGy h}^{-1}$ pour <i>Mercenaria mercenaria</i> , et <i>Physa heterostropha</i> .	Trop peu de données pour tirer des conclusions. Une référence sur un total de deux donne une HNEEDR de 10^4 mGy h^{-1} et une LOEDR $> 10^4 \text{ mGy h}^{-1}$ pour <i>Physa heterostropha</i> .	Pas de données disponibles
Mousses/Lichens	Bryophytes	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles

Groupe taxonomique	Organisme de référence (selon FASSET)	Morbidité	Mortalité	Capacité de reproduction	Mutation
Plantes	Plantes	La croissance des plantes commence à être affectée pour des valeurs >100 mGy h ⁻¹ . Une exposition continue à 21 mGy h ⁻¹ pendant 8 ans augmente la sensibilité des pins.	Pour des pins, 50% de mortalité en 8 ans à un débit de dose ~10 ³ mGy h ⁻¹	Une étude <i>in situ</i> indique une décroissance du poids des graines d'herbe à 5,5 mGy.h ⁻¹ .	Le taux de mutation au niveau de l'ADN augmente à ~40 mGy h ⁻¹ .
	Herbes				
	Céréales				
	Arbustes				
	Arbres				
Reptiles	Reptiles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Pas de données disponibles	Trop peu de données pour tirer des conclusions.
	Micro-organismes du sol	Pas de données disponibles	Trop peu de données pour tirer des conclusions	Pas de données disponibles	Trop peu de données pour tirer des conclusions.
Faune du sol	Invertébrés du sol	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Une référence sur un total de 9 donne une LOEDR > 10 ⁴ mGy h ⁻¹ pour différentes espèces.	Pas de données disponibles	Trop peu de données pour tirer des conclusions.
	Vers de terre			Trop peu de données pour tirer des conclusions.	
Zooplancton	Zooplancton	Trop peu de données pour tirer des conclusions.	Pas de données disponibles	La seule référence disponible donne une LOEDR de 440 mGy h ⁻¹ pour <i>Tetrahymena pyriformis</i> .	Pas de données disponibles

4/

Quelles bases

// pour un système de radioprotection de l'environnement ?

À l'heure actuelle, il n'existe pas dans le domaine de la radioécologie de méthode ou de standard éprouvé permettant de démontrer l'absence (ou la présence) d'effets sur les écosystèmes exposés à des radionucléides. Seules ont été publiées par les organismes internationaux des doses-limites guides au-delà desquelles un effet pourrait être observé pour différents compartiments de l'environnement (AIEA 1992), (UNSCEAR 1996). Ces valeurs, consensus d'experts au moment de leur publication, ont été définies sur la base de travaux dont la finalité n'était pas spécifiquement celle de la mise en place d'un système de radioprotection de l'environnement. Par ailleurs, à la lumière de la comparaison avec les pratiques relatives aux substances chimiques et en regard d'une réglementation européenne ne désignant pas une catégorie particulière de polluants mais plutôt des résultats attendus en termes de santé des écosystèmes, il apparaît important que le système de radioprotection de l'environnement soit bâti en cohérence avec les méthodes utilisées à l'heure actuelle pour les substances chimiques.

Dans ce domaine, la méthode traditionnelle pour la démonstration (de l'occurrence) d'un risque avéré pour l'environnement est fondée sur une procédure en 4 points :

Les méthodes standardisées d'évaluation des effets des radionucléides sur les écosystèmes exposés devront être réalisées en cohérence avec les méthodes utilisées pour les substances chimiques

4/Quelles bases pour un système

- l'identification des dangers par un inventaire quantitatif des substances (chimiques) présentes dans les rejets selon les modalités d'émission ;
- l'analyse des effets par un examen critique des relations dose (concentration) - effets associées à chaque substance avec détermination des concentrations prévues sans effet (dites **PNEC** pour Predicted No Effect Concentration) ;
- l'analyse des voies d'exposition par le calcul ou la mesure des concentrations auxquelles un compartiment de l'écosystème est ou peut être exposé (dites **PEC** pour Predicted Environmental Concentration) ;
- la caractérisation du risque, calculé par exemple dans sa plus simple expression par le rapport PEC/PNEC.

Ainsi, la caractérisation du risque permet d'estimer l'incidence et la sévérité des effets susceptibles d'apparaître dans tout ou partie de l'écosystème après une exposition (réelle ou prévue) à la substance. L'adaptation et la mise en place d'une telle démarche pour les radionucléides se heurtent en particulier à la faiblesse des connaissances des effets sur les écosystèmes dans le domaine des **expositions chroniques** à faible niveau. Les données permettant l'élaboration de relations de type « dose-effet biologique » sont, en particulier dans le domaine des expositions internes à des émetteurs α ou β , largement insuffisantes pour permettre la détermination de doses (ou débits de dose) sans effet ; étape nécessaire pour disposer de critères objectifs de protection de l'environnement contre les radionucléides (**FASSET 2003**), (**Garnier-Laplace et al. 2004**).

A l'heure actuelle, il est toutefois possible d'utiliser les connaissances existantes tout en précisant les diverses hypothèses nécessaires pour les extrapoler en dehors de leur strict domaine de validité, et en identifiant ainsi le degré d'incertitude associé. Au niveau européen, cet exercice d'assemblage des connaissances dans le domaine de l'exposition et des effets des radionucléides sur la faune et la flore composant les écosystèmes naturels (domaine de la radioécologie) a été initié dans le cadre du projet européen FASSET (**FASSET, 2004**). A travers ce projet, l'objectif de la Commission Européenne était d'établir un lien direct entre les résultats acquis par les recherches et le développement d'un cadre réglementaire et de standards associés (ex. valeurs à fixer pour la réglementation). Il est aujourd'hui poursuivi au sein du programme ERICA (6^{ème} PCRD dont l'objectif est le développement d'une

La caractérisation du risque permet d'estimer l'incidence et la sévérité des effets dans tout ou partie de l'écosystème après l'exposition réelle ou prévue à la substance.

méthode intégrée pour l'évaluation et la gestion du risque environnemental associé aux substances radioactives (ERICA, 2004) à travers la production de connaissances, d'outils et de méthodes directement utilisables par les utilisateurs finaux (ex. les industriels, les organismes gouvernementaux), et plus généralement toutes les parties prenantes impliquées dans des processus de décision. Ce travail de compilation et d'organisation des connaissances en radioécologie s'effectue dans le prolongement des réflexions conduites depuis une quinzaine d'années au plan international dans le domaine de la radioprotection environnementale.

Dans le cadre du programme FASSET, les connaissances en radioécologie et radiobiologie acquises pour divers organismes végétaux et animaux ont été assemblées de manière cohérente en une approche et des outils associés pour l'évaluation de l'impact environnemental associé à la présence ou aux rejets de radionucléides dans les écosystèmes naturels. Ce projet a notamment proposé l'utilisation du concept d'organismes de référence pour la faune et la flore selon une analogie avec le concept d'homme standard de la CIPR, dont le principal objectif est de guider les calculs dosimétriques. Ce projet a conduit à des recommandations en termes d'analyse des voies d'exposition écologiquement plausibles pour ces organismes de référence et d'analyse des effets biologiques liés aux rayonnements ionisants à partir d'une nouvelle base de données organisant ces connaissances (FRED, FASSET Radiation Effects Database, FASSET 2003). Par ailleurs, FASSET a souligné de nombreuses lacunes de connaissances en matière d'effets liés à une exposition chronique ou encore en matière d'estimation des voies d'exposition de diverses espèces (FASSET 2004).

L'importance de la prise en compte des aspects environnementaux en radioprotection a été soulignée par le choix de ce sujet comme sujet prioritaire pour le sixième programme cadre de recherche et développement (EC, 2002). L'objectif affiché par la commission européenne est d'établir les bases conceptuelles et méthodologiques pour soutenir la réglementation et les standards associés pour la protection de l'environnement contre les rayonnements ionisants. Les critères clefs pour l'acceptation des projets dans cet appel d'offres étaient une acceptation large parmi tous les acteurs potentiels, l'applicabilité des travaux dans un cadre réglementaire et l'utilisation directe des produits de la recherche sur

les processus, mécanismes et effets biologiques des substances radioactives pour renforcer la robustesse des méthodes proposées.

Parallèlement à la réflexion européenne, la radioprotection de l'environnement évolue au plan international. La CIPR n'a émis aucun avis sur « pourquoi et comment » protéger l'environnement jusqu'à la publication 91 où il est précisé «... *to safeguard the environment by preventing or reducing the frequency of effects likely to cause early mortality or reduced reproductive success in individual fauna and flora to a level where they would have a negligible impact on conservation of species, maintenance of biodiversity, or the health and status of natural habitats or communities* ». Par ailleurs, la CIPR intègre dans la révision en cours de ses recommandations en matière de radioprotection attendue en 2007, les aspects environnementaux sur la base des conclusions rendues début 2003 (ICRP, 2003) par un *task group* spécifiquement chargé dès 2000 de ces réflexions. Les principales recommandations de ce premier rapport concernent la nécessité de prendre en compte les systèmes qui existent dans le domaine de la protection de l'environnement au sens large comme par exemple celui qui existe pour les substances dangereuses, ou encore la nécessité de cohérence avec le système de radioprotection de l'homme. Début 2004, un second groupe de travail a rapporté devant la commission principale les résultats de ses réflexions sur les organismes de référence qui supporteront le système de radioprotection de l'environnement à développer. Ce concept est intégré dans les prochaines recommandations de la CIPR et fait l'objet d'un document spécifique soumis à discussion (CIPR, 2005).

Par ailleurs, la CIPR interagit avec l'Agence pour l'Energie Nucléaire (OECD-NEA et donc 27 pays industrialisés (OECD-NEA 2003)). L'AIEA, en coopération avec le comité scientifique sur les effets des radiations ionisantes des Nations Unies (UNSCEAR), la commission européenne et l'Union Internationale des Radioécologistes (UIR) a organisé fin 2003 à Stockholm une conférence internationale sur la protection de l'environnement contre les rayonnements ionisants des espèces non humaines en vue de promouvoir un consensus international (135 états membres présents) quant à la mise en place, sous son égide, d'un plan d'actions sur la protection de l'environnement contre les effets délétères attribuables à une exposition aux rayonnements ionisants (IAEA 2003). Trois conclusions (d'influence) majeures pour les travaux futurs sont à souligner : la responsabilité de la CIPR pour le développement du cadre

4/Quelles bases pour un système

recommandé pour l'évaluation de l'impact des rayonnements ionisants sur les organismes non humains, l'utilisation du bruit de fond naturel en termes de débit de dose de référence pour toute comparaison, la promotion du concept d'organismes de référence (IAEA 2003). Dans le même temps, l'UNSCEAR met à jour le rapport de 1996 sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains et sur la radioécologie au sens large.

Le Tableau 4-1 récapitule les rôles des principales instances européennes et internationales impliquées dans le domaine de la radioprotection environnementale au cours des cinq dernières années.

Quelques organismes nationaux tels le Département de l'énergie aux Etats-Unis (US-DOE, 2002), les Agences pour l'Environnement Canadienne (Environment Canada, 2001) et Britannique (Coppelstone D.S., 2001) ont par ailleurs ces cinq dernières années mis en place des méthodes d'évaluation de l'impact environnemental lié aux radionucléides. Ils se réfèrent aux valeurs guides consensuelles pour la dérivation de valeurs benchmarks sans effet sur les écosystèmes.

La capacité d'évaluer scientifiquement et de manière transparente le risque écologique associé aux activités nucléaires est l'enjeu de la protection de l'environnement.

Organisme	Description sommaire du rôle principal	Actions en radioprotection de l'environnement
AIEA	Agence intergouvernementale au sein des Nations Unies, forum scientifique et technique dans le domaine du nucléaire; développe des standards dans divers domaines, notamment dans celui de la radioprotection	A publié en 1999 sur la protection de l'environnement contre les effets des rayonnement ionisants (IAEA (1999)) puis sur les considérations éthiques et réuni des spécialistes sur le sujet (IAEA, 2002). Met en place un projet de plan d'actions dès 2004. Ce projet puise son inspiration dans les conclusions de la conférence internationale d'octobre 2003 à Stockholm. Ce plan d'action a été adopté en septembre 2007.
UNSCEAR	Au sein du système des Nations Unies, comprend 21 nations et met à jour régulièrement l'état de l'art et les effets sur la santé des radiations. Reconnu comme l'instance de référence pour l'établissement des bases scientifiques pour l'évaluation des risques liés aux rayonnements ionisants, pour l'établissement de critères et normes de radioprotection, et pour toute réglementation dans ce domaine	Met à jour le rapport de 1996. La sortie du futur document est prévue pour 2007..

Tableau 4-1
Rôles des principales instances européennes et internationales et actions conduites dans le domaine de la radioprotection environnementale au cours des cinq dernières années

4/Quelles bases pour un système

Organisme	Description sommaire du rôle principal	Actions en radioprotection de l'environnement
ICRU	Développe des recommandations sur les quantités et les unités de mesures de la radioactivité et sur les procédures qui utilisent ces grandeurs...	Pas d'action connue à ce jour
NEA	Au sein de l'OCDE, assiste les membres pour le développement scientifique, technique et réglementaire pour l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire	Organise des forums de discussions avec les principales parties prenantes (OECD-NEA, 2000), (OECD-NEA, 2002), (OECD-NEA, 2003)
IRPA	Favorise les échanges scientifiques et la communication au sein de la communauté « radioprotection ». A introduit récemment le thème de la radioprotection de l'environnement	Session sur l'environnement au congrès de Madrid (IRPA 11) où la CIPR a présenté ses travaux sur les organismes de référence
UIR	Favorise les échanges scientifiques et la communication au sein de la communauté des radioécologistes	Supporte les axes de réflexion priorités par la CIPR
EC	Représente les intérêts de l'union européenne, assure la genèse et de la législation européenne. Plusieurs directives européennes définissent les règles en matière de protection radiologique. Définit et supporte financièrement des thèmes de recherche prioritaires dans ce domaine	Encourage la synthèse des connaissances existantes pour une utilisation opérationnelle vers la conception d'un cadre réglementaire pour l'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides. (FASSET 5 ^{ième} PCRD, ERICA, 6 ^{ième} PCRD) Prépare le 7 ^{ième} PCRD.
CIPR	Émet des recommandations sur les principes de radioprotection afin d'établir les bases de réglementations futures	A créé un task group en 2000 en vue d'émettre des recommandations pour le développement d'un système de réglementation de la protection de l'environnement. Dans un souci de cohérence avec le système de radioprotection de l'homme, la CIPR développe les premières réflexions sur le concept d'organismes de référence pour la faune et la flore (ICRP, 2003). La radioprotection de l'environnement est prise en compte dans les recommandations (« the development of a policy for non human species »). A mis en place un comité (comité 5) dédié à la protection de l'environnement avec des travaux prioritaires planifiés sur 5 ans

Résumé

L'absence de méthodes conceptuelles permettant la caractérisation du risque liée aux substances radioactives et de la gestion des risques lorsqu'il est avéré conduit, en collusion avec la réglementation européenne, à calquer les méthodes standardisées existant pour les substances chimiques (phases d'identification du danger, de l'analyse des effets et des voies d'exposition et de l'évaluation du risque). L'importance de la prise en compte des aspects environnementaux en radioprotection s'inscrit dans le concert international et notamment dans le domaine nucléaire au plan européen (programmes FASSET et ERICA) par le développement de programmes spécifiques visant à établir la capacité à évaluer de manière scientifique et transparente le risque écologique associé aux substances radioactives. Les notions d'organismes de référence (calcul dosimétrique), de toxicité des substances vis à vis de l'environnement et d'utilisation du bruit de fond naturel (pour comparaison) font parties des critères et modèles cités pour construire les bases conceptuelles de la radioprotection de l'environnement.

5/ Evaluation du risque écologique

//Méthodes existantes

Dans cette partie, les concepts généraux de l'évaluation du risque environnemental tels que les différentes étapes nécessaires à mettre en œuvre pour caractériser un risque et en assurer la gestion seront tout d'abord rappelés. Chacun de ces aspects sera ensuite analysé précisément de manière comparative entre substances chimiques et radionucléides. L'examen est essentiellement développé autour des méthodes FASSET pour l'évaluation de l'impact environnemental et ERICA (en cours de développement pour l'évaluation du risque) pour les radionucléides et de celle préconisée dans le Technical Guidance Document (TGD) (EC, 2003) pour les substances chimiques. Chacune des phases d'une évaluation du risque écologique (formulation du problème, analyse des expositions, analyse des effets, caractérisation du risque) sera examinée. Au fil de l'analyse une attention particulière sera portée aux recommandations émanant du groupe de travail de la CIPR dédié à ce sujet et aux synthèses réalisées ou en cours par l'AIEA et l'UNSCEAR.

5/1

Définitions et concepts de base

5/1/1

Définitions des différentes phases d'une méthode d'évaluation du risque

La caractérisation du risque est la phase finale de tout exercice d'évaluation du risque quelles que soient les approches et méthodes utilisées. Elle combine les informations provenant de l'analyse des

expositions d'une part et de l'analyse des effets d'autre part, et répond au problème posé pour définir le domaine et l'objectif de l'évaluation. Une description générale du contenu de chacune de ces phases est présentée dans le Tableau 5-1. Au niveau européen, la méthode d'évaluation du risque chimique est considérée comme la meilleure disponible pour venir en support des décisions concernant la gestion des substances chimiques (CSTEE, 2000). Sur ces bases générales, diverses définitions de la caractérisation du risque existent dans la littérature. Les principales utilisées pour les **stresseurs** en général, les substances chimiques ou les substances radioactives sont rassemblées dans le Tableau 5-2.

La caractérisation du risque combine les informations provenant de l'analyse des expositions et de l'analyse des effets.

Phase	Description sommaire du contenu attendu
Formulation du problème (US EPA) correspondant à l'identification des dangers (EC)	<ul style="list-style-type: none"> • Considère toutes les sources d'informations disponibles concernant les sources et les scénarios de rejets le cas échéant, les contaminants, les effets et les écosystèmes récepteurs • Définit les entités de l'écosystème à protéger (e.g. structure et fonctionnement, communauté végétale, espèce protégé...) • Développe des hypothèses quant aux relations possibles entre les sources et les cibles.
Analyse des expositions	<ul style="list-style-type: none"> • Evalue sur le plan technique les données relatives à l'exposition des entités à protéger : nature, distribution temporelle et spatiale, mesures et/ou modélisations
Analyse des effets	<ul style="list-style-type: none"> • Evalue sur le plan technique les données relatives aux effets mesurés ou observés indiquant les réponses des aux variations d'exposition ; établit les relations entre intensité et durée de l'exposition et les effets
Caractérisation du risque	<ul style="list-style-type: none"> • Calcule l'indice de risque en utilisant les résultats des deux étapes d'analyse. • Décrit le risque en traçant les différentes étapes et fournit une interprétation pour communiquer au gestionnaire de risque.

Tableau 5-1
Description sommaire des 4
phases de l'évaluation du risque
environnemental

Programme/organisme	Définition/objectif/positionnement dans la démarche	Stresseurs
National Research Council (NRC, 1996)	Réalisation d'une synthèse et d'un sommaire d'informations correspondant à une situation potentiellement dangereuse. Ces éléments d'information répondent aux besoins et aux intérêts des décideurs et des parties intéressés. La caractérisation du risque est un préalable à la prise de décision et dépend d'un processus itératif et analytique-délibératif. Ils permettent de progresser en se référant à la caractérisation du risque comme processus d'organisation, d'évaluation et de communication des informations sur la nature, le bien fondé et l'occurrence des effets néfastes des expositions pour la santé humaine et les milieux écologiques.	Substances chimiques
Environment Canada (Environment Canada, 1997)	L'objectif de la caractérisation du risque est de déterminer la probabilité et l'importance d'effets nuisibles sur des cibles d'évaluation consécutifs à l'exposition à la substance prépondérante.	Substances prioritaires
US EPA Guidelines for ecological risk assessment (USEPA, 1998)	La caractérisation du risque est la phase finale de l'évaluation du risque écologique. Elle est le point culminant de la planification, de la formulation du problème et de l'analyse des effets écologiques néfastes prévus ou observés liés cette dernière étape de l'évaluation. La mise en œuvre de la caractérisation du risque permet à l'évaluateur de clarifier les rapports entre les stresseurs, les effets et les entités écologiques et de tirer des conclusions concernant l'occurrence de l'exposition et les circonstances des effets constatés ou prévus. Les conclusions présentées dans la caractérisation du risque devraient fournir des informations claires aux gestionnaires des risques et utiles pour la prise de décision environnementale.	Substances chimiques
FASSET, Framework for the Assessment of Environmental Impact.	La synthèse des informations obtenues pendant l'évaluation des risques sert à la prise de décision. Elle devrait inclure une évaluation de la probabilité (ou incidence) et de l'importance (ou sévérité) des effets néfastes pouvant se produire dans une population ou un compartiment environnemental, ainsi que l'identification des incertitudes.	Substances radioactives

Tableau 5-2
Définitions de la caractérisation du risque retenues dans le cadre de divers programmes/méthodes d'évaluation du risque environnemental associé à une catégorie de stresseurs

Programme/organisme	Definition/objectif/positionnement dans la démarche	Stresseurs
EU-TGD Technical guidance documents in support of the Commission Directive on environmental risk assessment for new, notified substances and existing substances (EC, 2003)	L'évaluation du risque vise à estimer l'occurrence des effets nuisibles. Le gestionnaire de risque applique des protocoles d'évaluation spécifiques pour comparer le risque au niveau prévu d'exposition. Une caractérisation quantitative ou qualitative du risque est effectuée après avoir évalué l'exposition et celle de la réponse à la dose (concentration/effet) pour tous les compartiments environnementaux.	Substances chimiques existantes et nouvelles

Tableau 5-2 suite
Rôle des principales instances européennes et internationales et actions conduites dans le domaine de la radioprotection environnementale au cours des cinq dernières années

5/1/2

Lien entre caractérisation et gestion du risque

Une différence apparaît plus ou moins clairement au niveau des concepts généraux entre les diverses définitions de la caractérisation du risque. Elle concerne les relations entre les différentes phases et la position de cette caractérisation dans le schéma général de l'évaluation et de la gestion du risque (Figure 5-2). Même si les 4 phases conduisant à la quantification du risque s'effectuent le plus souvent de manière séquentielle, l'ensemble peut être mis en œuvre de manière totalement itérative, les résultats de chaque phase pouvant (inter)agir sur l'une ou l'autre des autres phases. La méthode proposée dans le guide technique européen en est un parfait exemple puisque une première évaluation de type screening permet de considérer la pertinence d'acquérir des données supplémentaires sur les effets ou les expositions (retour à l'une ou l'autre des phases d'analyse). La Figure 5-1 expose le logigramme appliqué aux substances chimiques existantes dans le cadre du TGD. Par ailleurs, en ce qui concerne les substances chimiques et le risque environnemental, la caractérisation du risque est clairement séparée de la méthode de gestion de ce risque, limitant ainsi les interactions avec les gestionnaires (USEPA 1998). En ce qui concerne l'évaluation des risques sanitaires, la caractérisation du risque est communément vue comme partie intégrante du processus de décision et reflète les conclusions de la phase d'analyse (analyse de l'exposition et analyse

des effets) et la prise en compte des remarques issues des discussions avec les parties prenantes (NRC 1996).

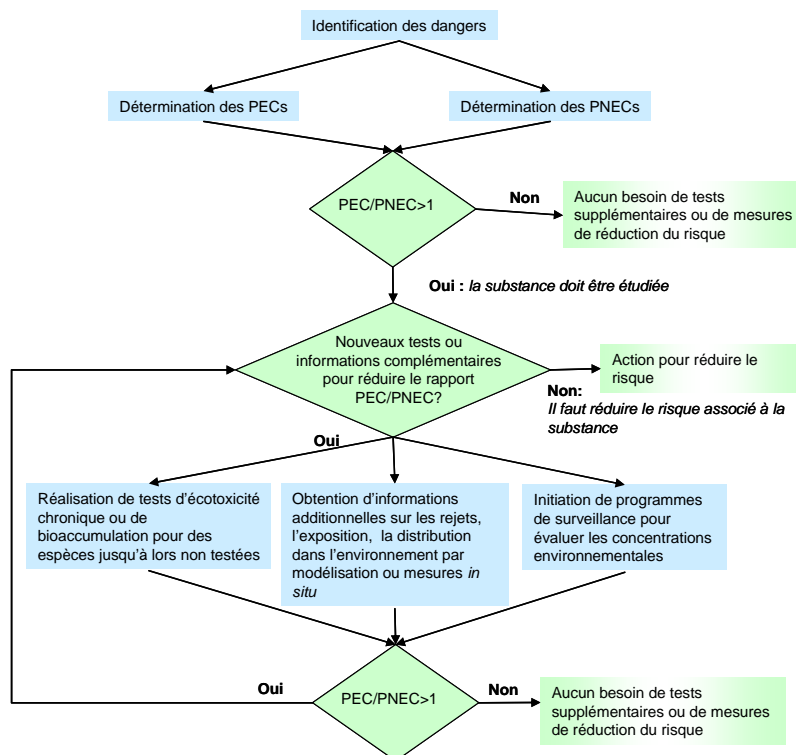


Figure 5-1
Logigramme recommandé pour l'évaluation et la gestion du risque appliqué aux substances chimiques existantes dans le cadre du TGD (EC, 2003). En bleu, actions ayant trait aux phases d'analyse et en vert action ayant trait à la gestion du risque.

5/1/3

Position de l'analyse des effets dans la démarche de caractérisation du risque

L'analyse des effets peut être intégrée ou non dans la démarche de caractérisation du risque (Figure 5-2). L'approche préconisée par l'US EPA combine l'analyse des expositions et celle des effets en parallèle pour intégrer les deux informations dans la caractérisation du risque. Dans nombre d'autres schémas, la caractérisation du risque est fondée uniquement sur l'analyse des expositions dont le résultat est ensuite comparé à une valeur de référence (dite valeur de comparaison ou valeur **benchmark** prédéfinie pouvant par ailleurs correspondre à une valeur réglementaire. Seule cette dernière approche est utilisée dans les méthodes qui existent aujourd'hui pour la caractérisation du risque associée aux radionucléides (Coplestone et al., 2001), (USDOE 2002).

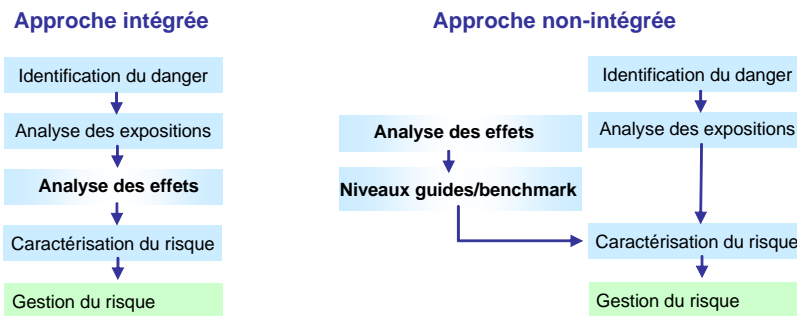


Figure 5-2
Positions de l'analyse des effets dans le cadre d'une évaluation du risque écologique. Le schéma de l'approche intégrée correspond aux propositions faites dans les projets européens FASSET et ERICA alors que le schéma de l'approche « non-intégrée » est utilisé par exemple par le DOE ou l'Agence pour l'Environnement Britannique. Dans ce dernier cas, la caractérisation du risque est fondée sur l'analyse de l'exposition qui est directement comparée à une valeur benchmark prédéfinie qui peut par ailleurs correspondre à un niveau réglementaire (compliance levels).

Elle se retrouve par ailleurs dans l'approche en cours de développement par la CIPR (CIPR, 2003) qui préconise une comparaison à des gammes de doses ou débit de dose préétablies sur la base de l'analyse du bruit de fond et des effets. Au sein du programme FASSET, un consensus a cependant été établi quant à l'intégration de l'analyse des effets dans la démarche de caractérisation du risque (FASSET 2004). L'avantage d'une intégration de cette phase dans la démarche est de garantir l'adéquation des données d'effets utilisées au problème formulé. Une analyse séparée répond plutôt à un objectif de screening ou encore à des situations pour lesquelles les données spécifiques au cas d'étude seraient trop peu nombreuses ou inexistantes.

5/1/4

Approche graduée

En règle générale, les exercices d'évaluation du risque sont conduits selon une approche graduée, comprenant plusieurs étapes, chacune constituée des 4 phases précédemment décrites. De nombreuses terminologies sont rencontrées dans la littérature pour désigner ces étapes. Suter et al. (Suter et al., 2000) définissent par exemple trois étapes : une première étape qui permet d'établir la pertinence de la nécessité de conduire une évaluation du risque environnemental ; une seconde étape, dite de screening, qui permet à l'aide de méthodes simples et conservatives de déterminer parmi les contaminants potentiels ceux qui présentent un danger écologique

potentiel ; la troisième étape permet pour cette liste limitée de polluants d'intérêt, une évaluation définitive du risque. Celle-ci s'appuiera d'une part sur des données additionnelles identifiées comme manquantes lors de l'étape de screening et d'autre part sur des hypothèses et des modélisations associées de type «best-estimate» avec les incertitudes associées (alors que l'étape de screening se basait sur des hypothèses et des modélisations conservatives). Le Tableau 5-3 établit la correspondance des diverses terminologies utilisées en fonction de l'organisme promoteur de la démarche déclinée pour les radionucléides.

Globalement, l'enchaînement de ces diverses étapes correspond toujours à un gain qualitatif et quantitatif en termes de données et de représentativité pour le cas étudié. La gradation s'effectue depuis des données relatives à l'analyse des expositions et des effets, génériques, conservatives, souvent utilisées au sein de modèles déterministes pour la caractérisation du risque, vers des données spécifiques au site, *best-estimate*, associées à une évaluation des incertitudes et à un mode de calcul du risque probabiliste. De plus la décision de poursuivre vers une étape supérieure s'effectue sur la base de l'identification d'un risque potentiel pour la substance et la cible d'intérêt à l'étape précédente. En ce qui concerne les substances chimiques et les recommandations du guide technique européen, l'approche est itérative et non graduée impliquant un processus de réévaluation jusqu'à ce qu'une décision finale relative au risque environnemental puisse être prise (Bodar et al., 2003) parmi les trois possibilités ci-après :

- 1/ il n'est pas nécessaire d'acquérir plus d'informations, le risque n'est pas avéré ;
- 2/ il n'est pas nécessaire de réduire le risque ;
- 3/ des mesures pour réduire le risque sont nécessaires.

Quelle que soit l'approche mise en œuvre, les premières étapes répondent à l'objectif d'éliminer de la liste établie lors de la formulation du problème les contaminants ne présentant pas un risque environnemental selon une démarche simplifiée et conservative. Les étapes du niveau de raffinement le plus élevé ont pour but de décrire la nature, l'intensité, la probabilité d'occurrence du risque (et des effets) en incluant les incertitudes associées. Ces dernières étapes réclament souvent des preuves supplémentaires comme par exemple des données issues de la surveillance écologique (utilisation de bioindicateurs, de biomarqueurs) ou encore des données d'**écotoxicité** acquises en laboratoire.

Quelle que soit l'approche mise en œuvre, les premières étapes d'évaluation du risque répondent à l'objectif d'éliminer de la liste établie lors de la formulation du problème les contaminants ne présentant pas un risque environnemental en utilisant une démarche simplifiée et conservative.

Les étapes du niveau de raffinement le plus élevé ont pour but de décrire la nature, l'intensité, la probabilité d'occurrence du risque (et des effets) en incluant les incertitudes associées.

Programme/méthodes	Etape 1	Etape 2	Etape 3	Commentaires
US DOE (USDOE, 2002)	Screening sur la base d'un calcul de risque déterministe et une valeur guide générique en tant que benchmark. Les valeurs de concentrations maximales sont comparées aux valeurs limites dérivées par rétro-calcul à partir des niveaux de l'AIEA (1992).	Dérivation de valeurs guides spécifiques au site	Utilisation de valeurs mesurées, site spécifiques	Toutes les étapes sont déterministes, la gradation s'effectue sur le critère site-spécifique qui se renforce d'une étape à l'autre
Environnement Canada (Environnement Canada, 2001)	Conservative : valeurs maximales mesurées dans l'environnement comparées aux plus petites valeurs de toxicité affectées d'un coefficient de sécurité	Valeurs réalistes site-spécifiques pour l'exposition	Probabiliste avec distributions des concentrations d'exposition	Toutes les étapes sont site-spécifiques pour l'exposition. La gradation s'effectue sur le raffinement des données d'exposition et depuis des modèles déterministes vers des modèles probabilistes. Les valeurs benchmarks pour l'analyse des effets sont les mêmes quelle que soit l'étape.
Agence de l'environnement UK (Copplesstone et al., 2001, Environment Agency, 2003b)	Identifie si l'autorisation de rejets présente un risque potentiel pour l'environnement par un processus de screening conservatif (5 % des « safe levels » de l'AIEA (1992)) Screening générique déterministe	Calcul d'exposition plus réaliste utilisant des valeurs de FC et des géométriques spécifiques aux espèces et au site. Le benchmark est de 30 % de la valeur de l'AIEA.	Non défini	Toutes les étapes sont conservatives, déterministes avec un gain site-spécifique au fil de la gradation. L'approche propose une étape 0 qui vise à évaluer la pertinence de l'application de l'évaluation de l'impact au sens de la directive Habitats
(Sazykina and Kryshew, 1999) ; (Sazykina and Kryshew, 2002)	Valeurs benchmarks ou premier set de « débits de doses » limites génériques établies pour plusieurs groupes d'organismes types	Valeurs benchmarks affinées par la prise en compte de facteurs de stress site-spécifiques, issues de l'application de facteurs d'extrapolation sur les valeurs du premier set	Non défini	La méthode n'est proposée que pour les valeurs benchmarks à utiliser. Très conservative en 1 ^{ère} étape puis prenant en compte des facteurs site-spécifiques (climat, autres polluants, stress naturel tels les conditions d'habitat/nutrition...)
FASSET/ERICA	Mise en oeuvre des outils ERICA (Facteurs de concentrations génériques, calculs d'exposition des organismes de référence). Analyse générique et conservative. La définition d'une valeur benchmark pour screening est en cours de réflexion	Réduction du niveau de conservatisme par introduction de modèles probabilistes et de valeurs site-spécifiques	Implique l'acquisition de nouvelles données relatives au site et/ou acquises en laboratoire	En cours de développement. La gradation d'une étape à l'autre correspond à un gain de représentativité et de réalisme ainsi qu'à l'adoption de modèles probabilistes. Une étape préliminaire est ajoutée afin de juger de la pertinence de la conduite d'une évaluation du risque

Tableau 5-3
Principales étapes d'une approche graduée déclinée au sein des programmes ayant proposé ou proposant une méthode d'évaluation du risque environnemental pour les radionucléides

5/2

Etude comparée entre méthodes existantes applicables aux substances chimiques et méthodes existantes ou en cours de développement pour les radionucléides

5/2/1

Principaux critères définissant une méthode de caractérisation du risque

Globalement, les principaux critères discriminant les méthodes de caractérisation du risque entre elles sont relatifs à la phase de formulation du problème et à la phase de caractérisation du risque proprement dit, ex. à la manière dont sont assemblées les données provenant ou déterminée lors de la phase d'analyse des expositions et des effets. Ces critères sont rassemblés et brièvement discutés dans le Tableau 5-4.

Critères	Questions posées	Principales réponses possibles
Critères relatifs à la formulation du problème		
Type d'évaluation	Quelle est la principale utilisation de la méthode ?	Prospective Rétrospective Les deux
Objectif de l'évaluation du risque	Quelles questions sont posées à l'évaluateur? Quel est le but de la méthode ? Existe-t-il un caractère réglementaire pour justifier l'application de la méthode ?	Dériver des normes de qualité environnementales Vérifier le respect d'une valeur réglementaire (valeur fixée par la réglementation, valeur guide) Evaluer de façon comparative des substances dangereuses pour déterminer une liste prioritaire Evaluer un seuil de protection pour la cible d'intérêt Evaluer le risque pour la cible d'intérêt
Niveau écologique de la protection	Quel est le niveau dans la complexité écologique visé pour la protection ?	Individu Population Communauté/écosystème

Tableau 5-4

Principaux critères susceptibles de discriminer les méthodes de caractérisation du risque environnemental. Ces critères sont passés en revue pour les principales méthodes mises en œuvre ou en cours de développement pour les radionucléides.

Critères	Questions posées	Principales réponses possibles
Approche pour l'évaluation	Comment sont articulées les différentes étapes pour une décision finale quant au risque ?	Approche graduée Approche générique simplifiée (ou stylisée) Approche spécifique au site.
Degré de protection	Comment est défini le risque acceptable ?	Prédéfini Non défini
Type d'exposition	Quels sont les types d'exposition concernés	Aigu Chronique Transitoire
Critères relatifs à la caractérisation du risque (combinaison exposition et effets)		
Grandeur utilisée pour la comparaison exposition-effets	Quelle grandeur est utilisée dans l'évaluation ?	Concentration dans une ou plusieurs sources d'exposition Dose ou débit de dose à un organisme ou à une communauté constitutive d'un écosystème Indice de risque
Type de comparaison	Avec quel type de valeur la comparaison est-elle faite ?	Comparaison avec une valeur limite prédéfinie Comparaison avec une valeur limite dérivée spécialement pour l'évaluation en cours Comparaison d'un indice de risque à la valeur unité Autre
Méthode de comparaison	La comparaison est-elle déterministe ou probabiliste ?	Comparaison déterministe, fondée sur deux valeurs ponctuelles ou sur une valeur comparée à une gamme de variation Comparaison probabiliste Comparaison semi-probabiliste
Extrapolations	Comment sont gérées les extrapolations diverses nécessaires compte tenu des données disponibles (aigu vs chronique, entre stressors, entre espèces, entre écosystèmes, du laboratoire au terrain, de l'individu à la population, etc.)	Utilisation de facteurs d'extrapolation ou de « précaution » Utilisation de distributions statistiques sur la base d'hypothèses clairement posées Utilisation de modèles de régression empirique (type QSAR)
Incertitudes	Existe-t-il une stratégie pour évaluer les incertitudes ?	Spécification de la stratégie Aucune spécification

5/2/2

Méthodes utilisées pour combiner exposition et effets

Différentes méthodes existent pour intégrer les informations issues de l'analyse des expositions et de l'analyse des effets, les mettant en relation avec les entités écologiques d'intérêt définies dans la formulation du problème (Figure 5-3). En règle générale, les méthodes déterministes qui mettent en œuvre des valeurs ponctuelles pour synthétiser les phases d'analyse sont réservées à l'étape de screening de la démarche d'évaluation du risque (méthode du quotient). Les méthodes probabilistes sont utilisées dans les étapes d'évaluation définitive les plus raffinées. Plus largement, l'estimation du risque peut être développée à partir d'observations *in situ*, de la comparaison de valeurs ponctuelles, de la comparaison d'une valeur ponctuelle pour l'exposition et de l'ensemble du profil stressor-réponse, de distributions statistiques représentant la variabilité des expositions ou des effets (Sergeant, 2002). Dans tous les cas, il est évident que la caractérisation du risque ne pourra refléter qu'une synthèse de l'information et des données qui ont été utilisées (si les données ou les méthodes sont pauvres, la caractérisation du risque sera peu pertinente). Par ailleurs, la signification écologique de ce risque doit être interprétée en tenant compte de sa nature, de son intensité, des échelles de temps et d'espace pour les analyses d'exposition et d'effet. L'un des points fondamentaux reconnus pour l'acceptation d'une méthode d'évaluation du risque et des résultats associés relève de la manière dont sont décrits les hypothèses et leur domaine de validité, les choix effectués, les incertitudes associées à l'utilisation de toute méthode d'extrapolation, et ceci pour chaque phase (Williams and Paustenbach, 2002).

En règle générale, les méthodes déterministes mettant en œuvre des valeurs ponctuelles pour synthétiser les phases d'analyse sont réservées à l'étape de screening de la démarche d'évaluation du risque.

Les méthodes probabilistes sont utilisées dans les étapes d'évaluation définitive les plus raffinées.

L'acceptation d'une méthode et du résultat ou de la décision associée relève de la manière dont sont décrits les hypothèses et leur domaine de validité, les choix effectués, les incertitudes associées à l'utilisation de toute méthode d'extrapolation, et ceci pour chaque phase.

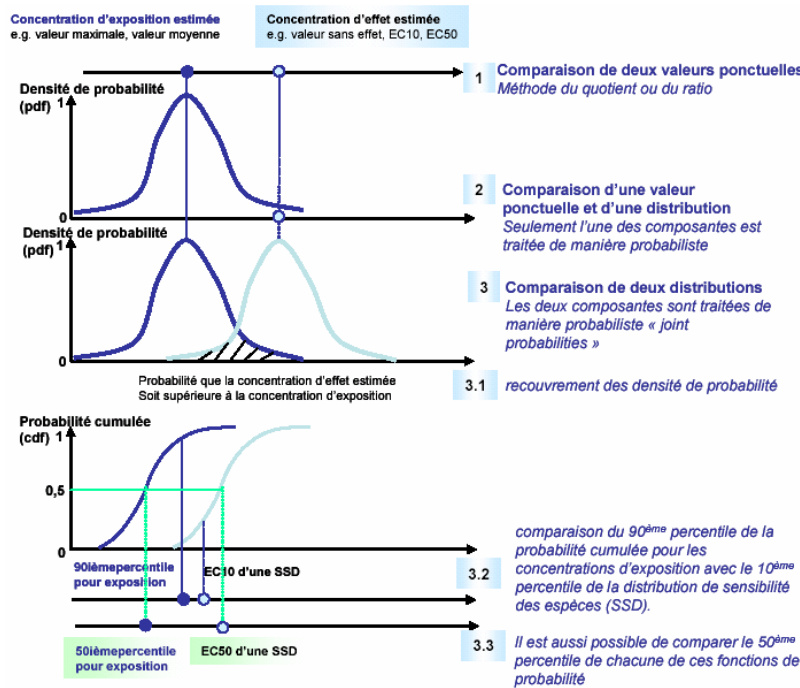


Figure 5-3
Représentation simplifiée des principales méthodes utilisées pour comparer exposition et effets pour caractériser un risque (modifié d'après Sergeant, 2002).

5/2/3

Estimation du risque à partir de données de terrain

Les programmes de surveillance écologique peuvent soulever des suspicions voire apporter la preuve d'une causalité entre exposition et effets. En faisant l'hypothèse d'une stratégie d'échantillonnage et de mesures adéquates, leur avantage majeur est qu'ils décrivent la réalité de la complexité des relations qui existent au sein des écosystèmes et la multiplicité des stressors potentiels ou avérés. Cependant, ces études *in situ* peuvent être souvent limitées : par l'image fournie, souvent ponctuelle dans le temps et l'espace ; le manque de réplication ; le biais introduit par les choix relevant de la stratégie d'échantillonnage ; le problème de la variabilité importante des données collectées pour un traitement robuste ; la nécessité de mettre en œuvre des mesures suffisamment sensibles pour détecter des effets (potentiels) et la nécessité d'acquérir des séries spatiales et temporelles adéquates à l'égard de l'historique d'exposition de l'écosystème examiné (Suter et al., 2000).

Sous réserve d'une stratégie d'échantillonnage adéquate et des mesures associées, les programmes de surveillance écologique permettent de décrire la réalité et la complexité des relations au sein d'un écosystème.

5/2/4

Estimation du risque par comparaison de valeurs ponctuelles d'exposition et d'effets

Cette méthode dite du ratio ou du quotient est la plus simple. Elle consiste à calculer un indice de risque à partir d'une concentration d'exposition divisée par une concentration d'effets. Souvent la valeur d'effets est représentée par une valeur de comparaison issue de l'analyse des données d'écotoxicité. Le type d'analyse pour élaborer ces valeurs est variable d'une méthode d'évaluation du risque à l'autre (valeur issue d'un test de toxicité, plus petite valeur écotoxique affectée d'un facteur d'extrapolation, etc.). Le principal avantage de la méthode du ratio réside dans sa simplicité et sa rapidité de mise en œuvre, ce qui réserve cette approche à l'étape de screening pour identifier les polluants et les situations à risque élevé ou faible. Cette méthode peut également être utile pour des situations multi-stresseurs. Les ratios sont alors calculés individuellement pour chaque substance puis sont sommés en faisant l'hypothèse de l'additivité des toxicités. Cette hypothèse est plus aisément admise dès lors que le mécanisme de toxicité est commun à toutes les substances considérées. Par ailleurs cette méthode, lorsqu'elle est utilisée de manière combinée avec l'application de facteurs d'extrapolation sur la valeur d'effets, témoigne de la qualité et de la quantité des données d'écotoxicité utilisées pour déterminer cette dernière. Le degré de conservatisme est donc complètement lié à la connaissance de la toxicité de chaque substance, rendant délicate l'utilisation du ratio dans un contexte multi-stresseurs (le poids d'une substance dans une somme d'indices de risque est d'autant plus important que les données d'écotoxicité sont peu nombreuses et que le facteur d'extrapolation est important). De même, le ratio étant largement influencé par l'incertitude qui lui est associée, celle-ci est prise en considération par le biais d'un facteur d'extrapolation plus ou moins élevé. Ce ratio ne pourra donc être interprété que de manière relative par comparaison à la valeur unitaire ($PEC=PNEC$). Une valeur élevée du ratio estimée à partir de valeurs d'exposition ou d'effets très incertaines peut représenter le même risque qu'un ratio plus faible calculé à partir de données précises. Autrement dit, cette méthode ne permet pas d'interpréter proprement les incréments sur le ratio (Suter 1993).

Cette méthode est utilisée pour les radionucléides dans l'approche de l'US DOE, d'Environnement Canada ou encore de l'Agence pour l'Environnement Britannique.

Le principal avantage de la méthode du ratio réside dans sa simplicité et sa rapidité de mise en œuvre ce qui réserve cette approche à l'étape de screening pour identifier les polluants et les situations à risque élevé ou faible.

Il est évident que l'utilisation de cette méthode est simple et rapide. Cependant, elle peut conduire à une perte d'informations dès l'instant où celle-ci est disponible car elle n'autorise pas l'évaluation de la variabilité et de l'incertitude en ce qui concerne l'exposition ou les effets.

Une autre méthode s'apparentant à la méthode du ratio est celle des unités toxiques (« Toxic Units ») qui consiste à comparer dans une situation de multipollution les ratios PEC/EC₅₀ calculés pour chaque polluant pris isolément à la valeur unité (où EC₅₀ est la concentration de la substance conduisant à 50% d'effets pour la variable mesurée).

5/2/5

Estimation du risque par comparaison de valeurs ponctuelles d'exposition et d'effets – Prise en compte de l'incertitude

La méthode du quotient telle que définie précédemment ne tient compte d'aucune incertitude. Il est cependant possible de déterminer la probabilité qu'une valeur ponctuelle d'effets excède une valeur ponctuelle d'exposition dont la variabilité est connue (et inversement). La Figure 5-3 permet de visualiser le principe d'application de cette méthode. L'US EPA (US-EPA, 1998) préconise par exemple de comparer la distribution statistique de la concentration journalière du polluant d'intérêt dans le cours d'eau récepteur en fonction du débit sur une période d'un an à divers critères d'écotoxicité afin d'estimer combien de jours par an l'exposition excède la concentration d'effets sélectionnée.

5/2/6

Estimation du risque par comparaison des distributions d'exposition et d'effet (méthode probabiliste)

Cette méthode est le plus souvent réservée aux étapes de raffinement de l'évaluation du risque. Il s'agit d'utiliser la distribution de fréquence cumulée pour les concentrations d'exposition et de comparer un niveau d'exposition avec l'intensité d'effets correspondante. L'avantage est ici de ne pas nécessiter l'utilisation d'une valeur de comparaison d'effets, rendant ainsi possible d'examiner le risque associé à différents niveaux d'exposition (Figure 5-3). La pente de la courbe dose-effets utilisée indique l'intensité du changement dans la fraction de la population

La méthode probabiliste est le plus souvent réservée aux étapes de raffinement de l'évaluation du risque.

La méthode présente l'avantage de ne pas nécessiter une valeur « benchmark » d'effets et rend ainsi possible l'examen du risque associé à différents niveaux d'exposition.

ou de la **communauté** affectée associée à un incrément donné d'exposition. Cette possibilité permet de disposer d'une méthode tracée qui autorise ainsi la comparaison de différentes options de gestion du risque (modifications de l'intensité et de la probabilité d'effets pour divers scénarios d'exposition). L'incertitude peut être incorporée aisément en calculant les percentiles des distributions d'exposition et d'effets.

En ce qui concerne l'exposition et lorsqu'un jeu de données est disponible à l'étape de screening d'une approche graduée du risque, c'est le 90ème percentile de la distribution des concentrations d'exposition qui est utilisé pour les organismes dont le mode de vie implique une exposition maximale. En ce qui concerne les organismes dont le mode de vie intègre les variations d'exposition dans l'espace ou dans le temps, c'est la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la médiane de la distribution qui sera retenue.

5/3

Etude comparée des méthodes existant ou en cours de développement en Europe pour les substances chimiques et les radionucléides

Dans cette section, une étude comparative détaillée passe en revue les divers critères discriminants des méthodes d'évaluation du risque environnemental listées au Tableau 5-3. Cette revue est limitée aux documents de référence dans le domaine en Europe, à savoir le guide technique des recommandations pour les substances chimiques existantes ou nouvelles (EC 2003) et les documents décrivant les avancées obtenues dans le cadre du programme FASSET et en cours de développement dans le cadre du programme ERICA (FASSET, 2004), (ERICA, 2004 a et b).

5/3/1

Guide technique européen pour les substances chimiques

Présentation générale – La Commission européenne a choisi de traiter la question des rejets dans l'environnement des substances chimiques existantes ou nouvelles en s'appuyant sur une démarche d'évaluation du risque, à la fois pour le risque sanitaire et pour le risque écologique. Pour un nombre limité de substances classées comme substances dangereuses, cette approche constitue un

De nombreuses possibilités techniques existent pour combiner exposition et effets et caractériser le risque. Il convient dans la mesure du possible d'utiliser des niveaux de description cohérents pour les deux composantes du risque (expositions et effets) et de réserver les méthodes les plus simples pour l'étape de screening.

Le guide technique européen (ou TGD pour Technical Guidance Document) bien que sans statut légal, constitue la référence officielle pour la conduite de l'évaluation du risque chimique environnemental.

Les approches qui y sont recommandées bénéficient d'un consensus entre experts, régulateurs et parties prenantes.

La méthodologie d'évaluation du risque proposée a pour but d'identifier si le risque est acceptable ou non.

élément clé pour fournir les informations et recommandations nécessaires à la hiérarchisation des polluants et à la mise en place de réglementations. Celles-ci nécessitent, de manière pratique, que soient définies des normes (ou standards) de qualité environnementale (Van Leeuwen et al. 1996). Le guide technique européen (ou TGD pour Technical Guidance Document) est actuellement la référence officielle pour la conduite de l'évaluation du risque environnemental mais n'a cependant aucun statut légal. Comme il est le résultat de nombreux groupes de travail pluridisciplinaires et pluri acteurs (parties prenantes), riches en retour d'expérience, et comme il a été récemment mis à jour en 2003, les approches recommandées bénéficient d'un large consensus depuis les experts jusqu'aux organismes de réglementation, en passant par les parties prenantes. Le TGD est donc utilisé en support de réglementations et l'application de la méthode d'évaluation du risque a pour but d'identifier si le risque est acceptable ou non.

Objectifs de la protection ciblés par le TGD – La méthode proposée, découpée en identification des dangers, analyse des relations concentration-effets pour en déduire une PNEC, analyse des expositions pour déterminer une PEC et caractérisation du risque, doit aboutir à une conclusion sur l'impact environnemental possible de substances chimiques prises individuellement en examinant les expositions résultant des rejets et les effets de ces émissions sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes récepteurs.

La méthode a été développée pour :

- les écosystèmes continentaux : écosystème aquatique incluant les sédiments, écosystème terrestre, super prédateurs, micro-organismes des stations de traitement d'eaux usées et atmosphère ;
- les écosystèmes marins : écosystème aquatique incluant les sédiments, super prédateurs. Le compartiment super prédateurs permet d'appréhender de manière simplifiée les processus d'accumulation par la chaîne alimentaire ; de même, l'évaluation des risques pour les micro-organismes des stations de traitement des eaux polluées (STEP) permet de renforcer la protection de l'environnement aquatique.

La terminologie employée souligne qu'un certain nombre d'extrapolations sont utilisées dans la méthode. En effet, l'objet primaire de la protection est désigné comme la structure et le fonctionnement de l'écosystème récepteur qui est ensuite simplifié

en une série limitée de compartiments élémentaires (eau-sol-atmosphère), combinés avec une approche simplifiée à l'extrême du fonctionnement lors des transferts par la **voie trophique** (super prédateur et contamination orale secondaire).

Méthode d'approche préconisée – Qu'il s'agisse d'une évaluation quantitative ou qualitative du risque environnemental, le risque est caractérisé en comparant séparément la PEC et la PNEC pour les six compartiments environnementaux cités précédemment. L'approche reste spécifique en fonction de la catégorie de substances concernées mais l'articulation présentée sur la Figure 5-1 reste commune. L'approche est itérative, s'apparentant à une approche graduée qui est poursuivie jusqu'à ce qu'une décision finale concernant le risque et sa gestion puisse être prise. La première étape de l'approche est conservatrice puisque les manques de connaissances sont comblés par des hypothèses conservatrices ou encore par des facteurs de sécurité élevés. Même si l'application de cette démarche itérative est conceptuellement infinie dans le sens où il demeurera toujours des incertitudes, le TGD insiste sur le respect des principes qui doivent guider toutes demandes de données additionnelles, à savoir moindre coût, moindre effort, haut gain en information, en évitant au maximum la pratique de tests expérimentaux sur animaux. Par ailleurs des tests d'effet écotoxicologique sont également recommandés ainsi que l'utilisation des résultats obtenus pour réviser les PEC et/ou PNEC.

Degré de protection – Le degré de protection est défini par le seuil d'acceptabilité utilisé dans la phase de caractérisation du risque (ex. en calculant le ratio PEC/PNEC). Ce seuil d'acceptabilité est obtenu en divisant la plus petite valeur parmi celles disponibles au sein des résultats d'écotoxicité par un facteur d'extrapolation (dit « assessment factor ») qui constitue la marge de sécurité entre la toxicité observée lors d'essais de laboratoire et les effets possibles au sein d'un écosystème réel. Ce facteur varie de 1 à 1000 selon la qualité, la complétude et la pertinence des données d'écotoxicité disponibles. La protection est définie pour des effets à court terme (PNEC aiguë) ou à long terme (PNEC chronique).

Scénarios d'émission, échelle de temps, échelle d'espace – Les scénarios d'exposition considérés dans le TGD varient depuis l'émission d'une source ponctuelle bien définie dans le temps et l'espace jusqu'à des émissions diffuses, qui peuvent être continues ou intermittentes (ces dernières correspondent à des rejets se produisant moins d'une fois par mois et pour une durée inférieure à 24 heures). L'analyse des effets associée à chacun des deux cas

aboutit à un calcul d'une PNEC dite **chronique** ou **aiguë**. Concernant les concentrations relatives à un niveau d'exposition, deux échelles d'espace sont résolues de manière générique : échelle locale et échelle régionale. Les PEC locales sont toujours calculées sur la base du débit de rejet journalier de la substance quel que soit le scénario d'émission (continu ou intermittent). Les PEC régionales sont calculées à partir du débit de rejet annuel et uniquement pour les scénarios d'émission continue.

Caractérisation du risque et point de comparaison – La méthode recommandée est la méthode du ratio, qui consiste à calculer la valeur PEC/PNEC et à la comparer à la valeur unité. Quand ce ratio excède 1, la méthode consiste à s'interroger sur la pertinence d'acquérir de nouvelles données selon l'une des deux optiques suivantes : acquérir plus de données *in situ* pour raffiner les scénarios d'exposition retenus en première approche afin de vérifier que les concentrations réelles sont largement en deçà des concentrations « protectrices » et/ou réduire l'incertitude liée à l'utilisation d'un jeu de données d'écotoxicité qui conduisent à l'application d'un facteur de sécurité élevé en réalisant des tests supplémentaires. Le ratio est par ailleurs calculé pour chaque substance et chacun des six compartiments objets de la protection.

La valeur seuil protectrice ou PNEC peut être déterminée selon deux méthodes en utilisant :

- des facteurs de sécurité de valeur fixe lorsque le jeu de données d'écotoxicité est de petit effectif ou ,
- des facteurs de sécurité variables dès l'instant où la qualité du jeu de données est suffisante pour permettre l'application d'une méthode d'extrapolation statistique associée à une valeur seuil arbitraire correspondant à un niveau de protection de 95% des espèces. Le calcul du risque revient alors à comparer la valeur d'exposition (PEC) à la concentration dite dangereuse pour 5% des espèces de la **communauté** déduite de l'analyse statistique dite de type SSD (Species Sensitivity Distribution).

Le TGD propose deux méthodes pour la caractérisation du risque : une méthode du ratio, totalement déterministe et une méthode utilisant une loi de distribution pour déterminer la concentration dangereuse affectant 5% des espèces estimées selon une analyse statistique, qui sert ensuite de valeur PNEC.

Extrapolations pour l'analyse des effets – Selon la méthode la plus simple, la PNEC est calculée en divisant la plus petite valeur parmi les L(E)C₅₀ obtenues lors de tests de toxicité aiguë ou les

NOEC issues de tests de toxicité chroniques par un facteur de sécurité fixe. Il en résulte l'adoption de deux hypothèses majeures :

- la sensibilité de l'écosystème dépend de l'espèce la plus sensible ;
- protéger la structure de l'écosystème revient à protéger son fonctionnement.

En conséquence, diverses extrapolations doivent être faites selon le jeu de données d'écotoxicité disponibles : (i) de l'aigu au chronique, (ii) depuis un stade du cycle de vie à la totalité du cycle, (iii) depuis l'individu à la population, (iv) d'une espèce à une autre, (v) d'une voie d'exposition à une autre, (vi) des effets directs aux effets indirects, (vii) d'un écosystème à un autre. Lorsqu'un jeu de données réduit existe, le TGD propose de suivre des règles très précises d'attribution de valeurs à ce facteur de sécurité (Tableau 5-5).

Dans la dernière version du TGD, les PNECs peuvent aussi être calculées à l'aide de modèles statistiques d'extrapolation établis en supposant que la variabilité de la sensibilité des espèces testées est un échantillon représentatif de la sensibilité de toutes les espèces au sein d'un écosystème. Sur la base de cette analyse statistique, il s'agit d'estimer la concentration d'exposition affectant seulement une petite fraction des espèces de l'écosystème. Le TGD recommande alors de déduire la valeur de PNEC en appliquant un facteur de sécurité allant de 1 à 5 en fonction de la qualité des données sur la concentration protégeant 95% des espèces (dite concentration dangereuse pour 5% des espèces ou Hazardous Concentration 5% - HC5). Une technique de « bootstrap » peut être appliquée pour dériver la médiane de la distribution de HC5 (50%) et les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles.

Données d'écotoxicité disponibles	Facteur de Sécurité	Extrapolation
PNEC eau – écosystème d'eau douce		
Au moins une CL(E) ₅₀ ⁽¹⁾ d'un essai court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques standards (poissons, daphnies et algues)	1000	<ul style="list-style-type: none"> • Aigu vs chronique • d'une seule espèce à l'écosystème
Une NOEC ⁽²⁾ d'un essai à long terme (poissons ou daphnies)	100	
Deux NOEC d'essais à long terme pour 2 niveaux trophiques (poissons et/ou daphnies et/ ou algues)	50	
Trois NOEC d'essais à long terme pour 3 niveaux trophiques (poissons, daphnies et algues le plus souvent)	10	<ul style="list-style-type: none"> • d'une seule espèce à l'écosystème
Méthode des SSD ⁽³⁾ Données de terrain ou de mésocosmes	5 – 1 (au cas par cas)	
PNEC sédiments –écosystème d'eau douce		
Au moins une CL(E) ₅₀ pour les organismes benthiques	1000	<ul style="list-style-type: none"> • Aigu vs chronique • d'une seule espèce à l'écosystème
Un essai à long terme (NOEC ou CE ₁₀)	100	
Deux essais à long terme (NOEC ou CE ₁₀) sur des espèces ayant des conditions de vie et d'alimentation différentes	50	
Trois essais à long terme (NOEC ou CE ₁₀) sur des espèces ayant des conditions de vie et d'alimentation différentes	10	
PNEC sol		
Au moins une CL(E) ₅₀ d'essais à court terme (e.g. plantes, vers de terre, micro organismes)	1000	<ul style="list-style-type: none"> • d'une seule espèce à l'écosystème
Une NOEC ⁽²⁾ d'un essai à long terme (e.g. plantes)	100	
NOEC d'essais à long terme additionnels pour deux niveaux trophiques	50	
NOEC d'essais à long terme additionnels pour trois espèces de trois niveaux trophiques	10	
Méthode des SSD ⁽³⁾ Données de terrain ou de mésocosmes	5 – 1 (au cas par cas)	

Tableau 5-5
Règles d'attribution d'une valeur au facteur d'extrapolation utilisé pour la détermination des PNEC pour les écosystèmes aquatiques (eau douce) et terrestres lors d'une évaluation d'écotoxicité chronique d'après (EC, 2003) et (Garnier-Laplace et al., 2004d)

Données d'écotoxicité disponibles	Facteur de Sécurité	Extrapolation
PNEC orale sol (secondary poisoning pour oiseaux et mammifères)		
Chaîne simplifiée sol->vers de terre>oiseaux ou mammifères prédateurs		
LD ₅₀ pour oiseaux ou mammifères	Non utilisable	• Dose létale en exposition aiguë non acceptée pour une dérivation de PNEC en chronique
LC ₅₀ oiseaux (5 jours)	3000	• Aigu vs chronique • d'une seule espèce à l'écosystème
NOEC oiseaux (essai à long terme)	30	• d'une seule espèce à l'écosystème
NOEC mammifères (essai à long terme à 28 jours)	300 90 30	• Aigu, subaigu vs chronique • d'une seule espèce à l'écosystème
NOEC mammifères (essai à long terme à 90 jours)		
NOEC mammifères (essai à long terme chronique)		

(1) : Concentration Létale ou produisant l'effet observé induisant un changement de 50% de la valeur moyenne de la variable considérée ex. entraînant la mort de 50% des individus lors d'expériences

(2) : Concentration sans effet observé (No Observed Effect Concentration) ou concentration testée précédant la LOEC. Ces deux concentrations sont identifiées par la pratique d'un test d'hypothèse. La concentration la plus faible produisant un effet (LOEC – Lowest Observed Effect Concentration) correspond à la concentration testée la plus faible produisant une différence statistiquement significative par rapport au groupe témoin.

(3) Cette méthode SSD (Species Sensitivity Distribution) est une technique statistique d'extrapolation qui peut être utilisée pour dériver une PNEC.

Traitement des incertitudes – La spécificité de la méthode présentée dans le TGD est de travailler lors de l'étape de screening sur des jeux de données de petite taille, ce qui implique que les résultats de l'évaluation sont affectés d'une incertitude élevée. Selon la méthode itérative proposée, cette incertitude est réduite au fil du raffinement de l'évaluation du risque.

Données demandées – Pour l'analyse des expositions, les PECs sont déduites à partir de données mesurées ou provenant de modèles et la cohérence entre ces deux catégories de données est vérifiée. Pour les PEC locales et régionales, des scénarios et un modèle conceptuel « standard » des écosystèmes récepteurs sont proposés. Pour les données mesurées, leur adéquation et leur

représentativité pour le cas d'étude sont évaluées selon les critères suivants : qualité de la stratégie d'échantillonnage et des techniques analytiques utilisées, échelles de temps et d'espace couvertes par les campagnes de mesures, etc.

Pour la détermination de la PNEC, les données d'écotoxicité primaires nécessitent une évaluation de leur qualité (pertinence dans le contexte de leur utilisation) et de leur quantité. Le jeu minimum de données pour les écosystèmes aquatiques est représenté par des résultats de tests de toxicité aiguë sur des poissons, daphnies et algues. D'autres espèces en dehors de celles retenues pour les tests standardisés peuvent être utilisées. Dans ce cas, leur fiabilité sera évaluée en fonction des écarts par rapport aux méthodes préconisées par le TGD, par l'OCDE ou encore par rapport aux bonnes pratiques de laboratoire en général. De la même manière, la pertinence de la méthode utilisée pour estimer la donnée critique de toxicité (ex. CL(E)₅₀ pour les tests aigus et NOEC, LOEC, ECx pour les tests chroniques) doit être évaluée de manière critique. Pour l'application de techniques SSD pour dériver une PNEC, un certain nombre d'exigences supplémentaires sont spécifiées dans le TGD : les données d'écotoxicité doivent être renseignées pour au moins 8 groupes taxonomiques, et doivent être au nombre de 10 NOECs au moins.

Prise en compte du bruit de fond – Pour l'analyse de l'exposition, la concentration du bruit de fond est assimilée à la PEC régionale. Pour les substances naturellement présentes dans l'environnement, les concentrations mesurées dans des zones non influencées peuvent être utilisées. La notion de bruit de fond naturel (ex. dont la présence est uniquement attribuable à une origine naturelle) est différenciée de la notion de bruit de fond ambiant (ex. prenant en compte les émissions diffuses d'origine anthropique). Cette distinction est justifiée sur le plan de la biodisponibilité des métaux, fonction de leur origine. Dans ces optiques, les données provenant de programmes de surveillance de l'environnement peuvent être utilisées. Pour la caractérisation du risque, PEC et PNEC doivent correspondre à la même biodisponibilité de la substance considérée. Il est recommandé d'interpréter les indices de risque supérieurs à un en tenant compte des bruits de fond naturel ou ambiant site-spécifique pour décider des actions à proposer.

Prise en compte de plusieurs substances – Cet aspect n'est pas développé dans le TGD. L'évaluation du risque est conduite de manière indépendante pour chaque substance.

Exemples d'application du TGD – La directive cadre sur l'eau 2000/60/EC est l'un des exemples d'utilisation réglementaire de la méthode proposée dans le TGD pour l'évaluation du risque. L'objectif global est un objectif de résultat à l'horizon 2015 en matière de bon état écologique et chimique à l'échelle du bassin versant, des eaux de surface, des eaux souterraines et des eaux côtières. Des objectifs de contrôle de la pollution à la source et de prévention dans les milieux récepteurs sont atteints selon une approche combinant l'établissement de valeurs limites d'émission et la proposition de valeurs guides ou standards de qualité environnementale (EQS) (Griffiths 2002). Pour ces dernières, la directive comprend une liste de substances dites prioritaires établie à l'échelle de l'Europe selon la méthode d'évaluation du risque recommandée dans le TGD.

Un autre exemple d'application est le système REACH (Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals), nouvelle réglementation européenne issue du livre blanc sur la stratégie de la future réglementation européenne en matière de substances chimiques (EC, 2001) destinée à réduire les risques sanitaire et environnemental liés aux substances chimiques. Les décisions d'autorisation de chaque substance seront fondées sur une évaluation du risque et la considération de facteurs socio-économiques.

5/3/2

Cadre pour l'évaluation de l'impact des radionucléides (FASSET) et développement en cours pour la caractérisation du risque (ERICA)

L'Europe n'est pas au même stade de développement pour ce qui concerne l'évaluation des risques environnementaux dus aux radionucléides, ces derniers n'étant mentionnés explicitement dans aucun des documents officiels relatifs aux substances chimiques (TGD, Directive cadre sur l'eau et valeurs guides associées, etc.). Les développements réalisés dans le cadre des 5^{ème} et 6^{ème} PCRD du domaine EURATOM correspondent à une étape préparatoire à la mise en place à l'échelle de l'Europe de méthodes d'évaluation du risque environnemental, qui pourront être ensuite utilisées de manière cohérente par les Etats membres, pour déterminer des valeurs guides (EQS) à l'échelle d'une installation, à l'échelle d'un bassin versant, hiérarchiser/comparer de manière prospective des scénarios de gestion/démantèlement d'installations du cycle du combustible, hiérarchiser par l'utilisation d'une méthode commune les différentes catégories de substances, etc.

FASSET propose un cadre pour l'évaluation de l'impact environnemental associé aux radionucléides fondé sur la structure classique qui existe pour les substances chimiques. Ce cadre recouvre simplement la formulation du problème et les phases d'analyses, les autres phases – caractérisation et gestion du risque sont traitées dans ERICA.

ERICA complète le panel de modèles de transfert et modèles dosimétriques en proposant plusieurs niveaux de raffinement dans les hypothèses et concepts posés, une méthode pour la détermination systématique de valeurs benchmarks d'effet ainsi qu'une démarche complète graduée allant jusqu'à la caractérisation et la gestion du risque à l'environnement

Présentation générale

FASSET propose un cadre pour l'évaluation de l'impact environnemental associé aux radionucléides fondé sur la structure classique qui existe pour les substances chimiques. Ce cadre recouvre simplement la formulation du problème et les phases d'analyses, les autres phases – caractérisation et gestion du risque – étant traitées dans ERICA (Figure 5-4). Un synoptique de l'articulation des deux projets et du contenu des différentes étapes est fourni par le Tableau 5-6. Les outils qui sont associés à la méthode proposée dans FASSET sont très simples (pour l'analyse de l'exposition, tous les modèles de transfert utilisés sont des modèles à l'équilibre, ne prenant pas en compte le transport, associés à des modèles dosimétriques simplifiés ; pour l'analyse des effets les informations les plus pertinentes sont recherchées dans la base de données FRED). ERICA va compléter la sélection de modèles de transfert et de modèles dosimétriques par plusieurs niveaux de raffinement dans les hypothèses et concepts posés, une méthode pour la détermination de valeurs de comparaison s'apparentant à des valeurs prédites sans effet, ainsi qu'une démarche complète graduée allant jusqu'à la caractérisation et la gestion du risque environnemental. Un aperçu du stade de réflexion actuel sur cette approche intégrée est présenté sur la Figure 5-5. Cette approche est bien entendu appelée à évoluer au fil du projet qui s'achèvera début 2007.

Les écosystèmes sont simplifiés pour refléter la distribution des radionucléides et les voies d'exposition qui peuvent en découler pour les organismes vivants.

FASSET identifie 5 compartiments et 31 organismes de référence censés couvrir la gamme de variation des expositions aux rayonnements ionisants et des radiosensibilités d'un écosystème.

Les organismes de référence proposés comme outils supports de l'évaluation de l'impact ont été sélectionnés pour balayer des traits de vie diversifiés mais avec comme conséquence commune d'être exposés à des débits de doses significatifs.

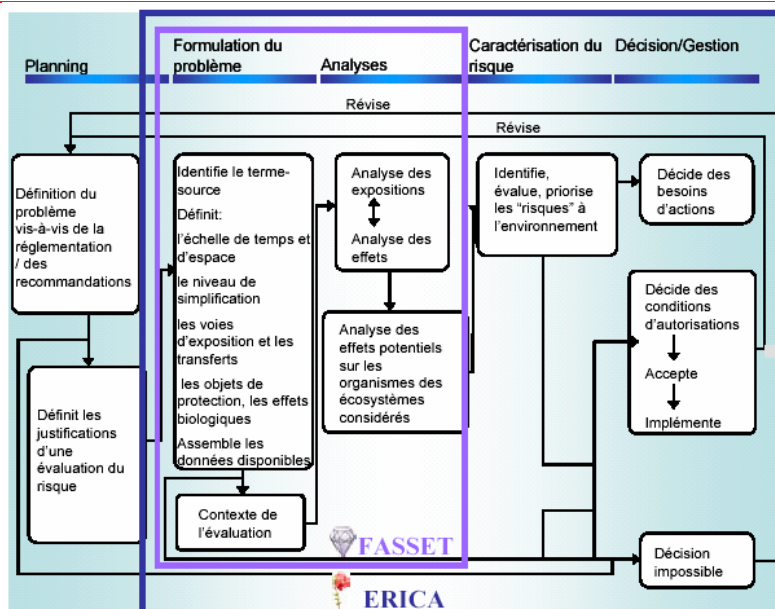


Figure 5-4
Synoptique de l'articulation et du contenu des projets FASSET et ERICA - selon ERICA, 2004 -

Phases	Description	Outils développés
Caractérisation source et danger	✓ Liste initiales des radionucléides prioritaires fondée sur les quantités rejetées et les propriétés physico-chimiques et biologiques (critères définissant le transport et le transfert au sein des écosystèmes)	<ul style="list-style-type: none"> • 37 radionucléides (correspondant à 20 éléments) • Liste des critères à prendre en compte
Caractérisation de l'écosystème	✓ Liste des écosystèmes pouvant être affectés, définition des conditions aux limites (espace-temps)	<ul style="list-style-type: none"> • Description détaillée de 4 écosystèmes terrestres et de 3 écosystèmes aquatiques européens
Sélection des organismes de référence	✓ Choix des organismes de référence les plus appropriés selon la formulation du contexte de l'évaluation	<ul style="list-style-type: none"> • Description détaillée de 31 organismes de référence (géométries, modes de vie, habitat)
Analyse de l'exposition	✓ Estimation des concentrations en radionucléides dans les divers compartiments des écosystèmes et expositions par irradiation externe et interne	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles de transfert à l'équilibre (Facteurs de concentration) • Coefficients de dose par radionucléide et voie d'exposition
Analyse des effets	✓ Comparaison des débits de dose estimés lors de l'analyse des expositions aux effets biologiques répertoriés dans la base de données FRED afin de définir l'intensité des effets possibles dans les catégories d'effets retenues	<ul style="list-style-type: none"> • Base de données FRED avec 4 catégories d'effets (mortalité, reproduction, morbidité, mutation)
Caractérisation du risque	<ul style="list-style-type: none"> ✓ En cours de développement dans le cadre d'ERICA ✓ Utilisation de méthodes simples dans l'étape de screening puis de méthodes probabilistes 	<ul style="list-style-type: none"> • En cours
Décision/gestion	✓ En cours de développement dans le	✓ En cours

Tableau 5-6

Articulation des différentes phases d'une évaluation du risque environnemental développées ou en cours de développement dans le cadre des projets FASSET et ERICA

Objets ciblés de la protection

FASSET répond à la fois à des situations où les objets de la protection sont définis par la réglementation, comme les espèces rares ou en danger par exemple ou encore à des situations où les objets de protection sont identifiés selon leur signification vis-à-vis du fonctionnement de l'écosystème, des modalités d'exposition et de la sensibilité aux radiations, en utilisant une approche multicritères. De manière générique, les écosystèmes ont été simplifiés pour refléter la distribution des radionucléides et les voies d'exposition qui peuvent en découler pour les organismes vivants : pour les écosystèmes aquatiques, deux compartiments sont utilisés, les sédiments de fond et la colonne d'eau ; pour les écosystèmes terrestres, le sol, la strate herbacée et la canopée. Ces cinq

compartiments et les 31 organismes de référence qui y sont associés ne sont pas eux-mêmes les objets de la protection. Ceux-ci sont la structure, incluant tous les niveaux trophiques, et le fonctionnement des écosystèmes que ces ensembles sont censés représenter. Le concept d'organisme de référence (Tableau 5-7) assiste l'évaluateur dans cette tâche. Les écosystèmes ou communautés ou populations ou individus d'une espèce donnée seront mis en correspondance avec l'un des écosystèmes européens types répertoriés dans FASSET ou avec un niveau trophique ou avec un organisme de référence. Les organismes de référence sont censés couvrir la gamme de variation des expositions aux rayonnements ionisants et des radiosensibilités.

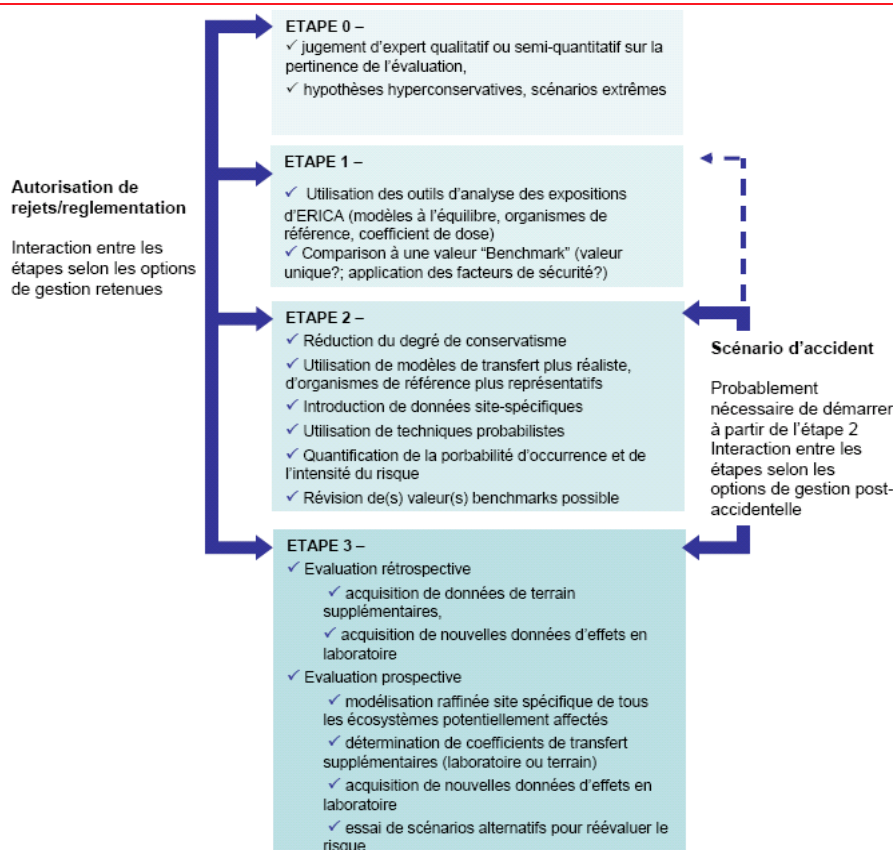


Figure 5-5
Approche graduée proposée par ERICA pour l'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides. (selon ERICA, 2004a).

Écosystèmes terrestres Forêts, prairies semi-naturelles, marécages, écosystèmes agricoles	Écosystèmes aquatiques Écosystèmes d'eau douce, écosystèmes marins, écosystèmes d'eau saumâtre	
Niveau trophique	Pélagique	Benthique
Producteurs primaires		
Arbres, buissons, graminées, plantes supérieures, bryophytes et microflore	Phytoplancton	Micro- et macro-algues, plantes vasculaires
Consommateurs primaires (herbivores et omnivores)		
Microorganismes (protozoaires), invertébrés (insectes), vertébrés (mammifères et oiseaux)	Protozoaires et zooplancton	Détritivores: brouteurs (ex. vers, échinodermes, crustacés) Filtreurs (ex.. mollusques)
Prédateurs		
Invertébrés, vertébrés carnivores	Vertébrés (poissons, reptiles, mammifères, amphibiens, oiseaux) et invertébrés (mollusques et crustacés)	Vertébrés (poissons, mammifères)
Super prédateurs		
	Mammifères carnivores Oiseaux, poissons	Mammifères carnivores, oiseaux, poissons

Tableau 5-7
Organismes de référence, niveaux trophiques et écosystèmes associés définis dans le cadre du programme FASSET (FASSET, 2004).

Méthode d'approche préconisée – La méthode d'évaluation de l'impact environnemental proposée est réaliste par rapport au fonctionnement et à la structure des écosystèmes européens mais aussi conservatrice par l'identification des composantes les plus exposées au sein de ces écosystèmes. En ce sens, les organismes de

référence proposés comme outils supports de l'évaluation de l'impact ont été sélectionnés pour balayer des modes de vie diversifiés. Ils ont comme point commun d'être exposés à des débits de doses significatifs. Il est clairement affirmé que le système proposé doit être en parfaite cohérence avec celui relatif à la radioprotection humaine (Figure 5-6) (ICRP 2003).

La similitude entre les approches se situe à plusieurs niveaux : le concept d'homme standard et celui d'organismes non humains de référence (« reference animals and plants : RAPs ») utilisés comme base pour un calcul dosimétrique stylisé, l'approche pour la gestion du risque fondée sur des niveaux d'intérêt communs, rapportés au bruit de fond et mis en correspondance avec des niveaux environnementaux d'une part et des niveaux d'action de protection de l'homme.

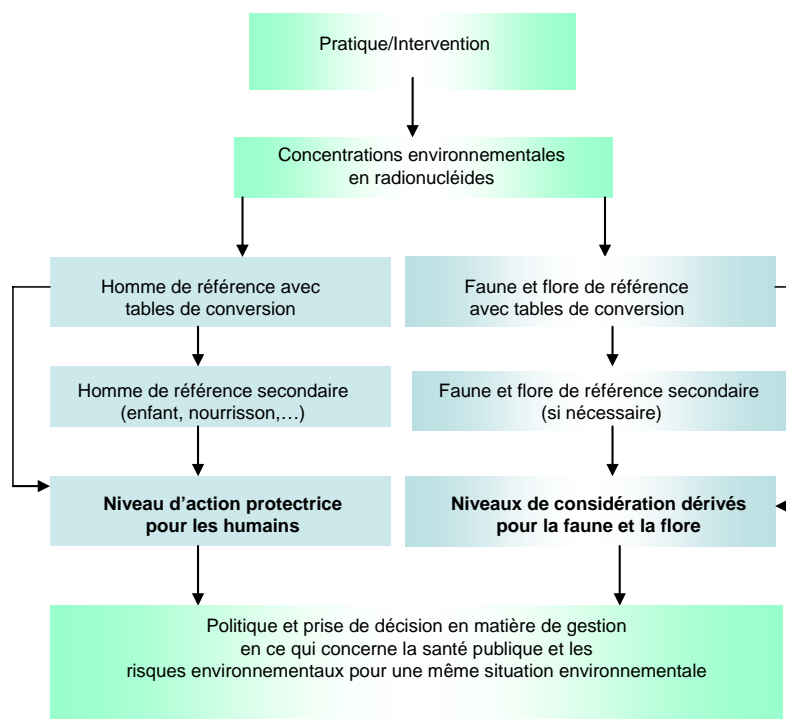


Figure 5-6
Mise en correspondance du système de radioprotection de l'homme existant (à gauche) et du système de protection environnemental en cours de développement. Cette cohérence est recommandée par la CIPR (2003), (ICRP 2003) et suivie par ERICA (ERICA, 2004), (ERICA, 2005b).

Degré de protection – Ce dernier n'est pas précisé explicitement.

Scénarios d'émission, échelle de temps, échelle d'espace – Au sein de FASSET, une analyse de l'impact environnemental aussi réaliste (et donc site-spécifique) que possible est préférée. Les scénarios pouvant être traités sont relatifs à l'exposition aiguë ou

chronique des écosystèmes terrestres et aquatiques. Cette analyse est précédée de la caractérisation du **terme source** avec :

- la liste des radionucléides rejetés dans l'environnement (radioisotopes de 20 éléments, (Tableau 5-8) ;
- la nature de l'écosystème récepteur.

Le programme ERICA proposera une liste élargie de radionucléides, balayant plus largement les isotopes d'intérêt dans la gamme des activités liées au fonctionnement normal des installations du cycle nucléaire, aux chantiers de démantèlement, aux sites de stockage de déchets radioactifs, à l'exploitation de plates-formes pétrolières, à l'utilisation militaire du combustible, ou encore à toute situation de crise liée à des rejets accidentels.

Caractérisation du risque et point de comparaison – La caractérisation et la gestion du risque n'ont pas été abordées dans le cadre de FASSET mais le sont dans le cadre d'ERICA. FASSET n'a par exemple proposé aucune étape de screening des doses ou débits de dose calculée lors de l'analyse de l'exposition par comparaison à une concentration de radionucléide(s) dans le milieu. Il est recommandé par FASSET de développer une méthode pour déterminer et interpréter correctement ces valeurs guides sans effet et cet aspect est un apport attendu du programme ERICA.

Radionucléide (tableau périodique des éléments)	Principaux radioisotopes (période physique $T_{1/2}$)	Types de rayonnement	Sources
H (Ia)	³ H (12 ans)	β^-	Cosmique, fission, activation
C (IVb)	¹⁴ C (5600 ans)	β^-	Cosmique, activation
K (Ia)	⁴⁰ K (1,3 x 10 ⁹ ans)	β^- , γ	Primordial
Cl (VIIb, halogène)	³⁶ Cl (3,01 x 10 ⁵ ans)	ϵ , e^-	Activation neutronique
Ni (VIII, métal)	⁶³ Ni (96 ans) ⁵⁹ Ni (7,5 x 10 ⁴)	β^-	Activation neutronique
Sr (IIa)	⁸⁹ Sr (50,5 jours) ⁹⁰ Sr (28,5 ans)	β^- , γ	Fission
Nb (Va)	⁹⁴ Nb (2,03 x 10 ⁴)	β^- , γ , e^-	Fission
Tc (VIIa)	⁹⁹ Tc (2,13 x 10 ⁵ ans)	β^- , γ , e^-	Fission
Ru (Group VIII, métal)	¹⁰⁶ Ru (368 jours)	β^- , γ , e^-	Fission
I (VIIb, halogène)	¹²⁹ I (1,57 x 10 ⁷ ans) ¹³¹ I (8,04 jours)	β^-	Fission
Cs (Ia)	¹³⁴ Cs (2,06 ans) ¹³⁷ Cs (30 ans) ¹³⁵ Cs (2,0 x 10 ⁵ ans)	β^- , γ , e^-	Fission
Po (VIb)	²¹⁰ Po (138 jours)	β^- , γ	Décroissance chaînes ²³⁸ U
Pb (IVb, métal)	²¹⁰ Pb (22 ans)	β^- , γ	Décroissance chaînes ²³⁸ U
Ra (IIa)	²²⁶ Ra (1600 ans)	α , γ	Décroissance chaînes ²³⁸ U
Th (série des actinides)	²²⁷ Th (18,7 jours) ²²⁸ Th (1,9 ans) ²³⁰ Th (7,7 x 10 ⁴ ans) ²³¹ Th (25,5 heures) ²³² Th (1,4 x 10 ¹⁰ ans) ²³⁴ Th (24,1 jours)	α , γ , e^- α , γ α , γ , e^- β^- , γ , e^- α , γ β^- , γ , e^-	Naturelle, décroissance des chaînes U & Th
U (série des actinides)	²³⁴ U (2,45 x 10 ⁵ ans) ²³⁵ U (7,04 x 10 ⁸ ans) ²³⁸ U (4,47 x 10 ⁹ ans)	α , γ	Naturelle
Pu (série des actinides)	²³⁸ Pu (88 ans) ²³⁹ Pu (2,4 x 10 ⁵ ans) ²⁴⁰ Pu (6,5 x 10 ³ ans) ²⁴¹ Pu (14,4 ans)	β^- , γ	Activation/capture neutronique
Am (série des actinides)	²⁴¹ Am (432 ans)	α , γ	Activation/capture neutronique par décroissance du ²⁴¹ Pu
Np (série des actinides)	²³⁷ Np (2,1 x 10 ⁶ ans)	α , γ , e^-	Activation/capture neutronique
Cm (série des actinides)	²⁴² Cm (163 jours) ²⁴³ Cm (28,5 ans) ²⁴⁴ Cm (18,1 ans)	α , γ α , γ , e^- α , γ	Activation/capture neutronique

Tableau 5-8

Liste des radionucléides pris en compte dans le programme FASSET. Celle qui sera proposée dans le programme ERICA sera plus étendue.

Extrapolations pour l'analyse des effets – L'analyse des effets est réalisée par recherche dans la base de données FRED qui compile et assemble les connaissances des effets des rayonnements ionisants sur les différents groupes « pseudo taxonomiques » avec référence à 4 catégories d'effets : mortalité, morbidité, reproduction et

mutation. Cette recherche dans FRED est utilisée pour estimer l'impact de l'exposition au niveau individuel. La pertinence de la signification de tels effets à l'échelle de l'écosystème est laissée au jugement d'experts. L'approche FASSET centre l'analyse des effets sur les organismes de référence. La qualité et la quantité des connaissances sur les effets biologiques des rayonnements ionisants à différents niveaux d'organisation biologique ont été analysées dans le cadre de FASSET où une synthèse de l'état de l'art a été l'un des résultats majeurs. L'une des conclusions de cette analyse est que, quel que soit le groupe « pseudo taxonomique » considéré, les connaissances sont en général issues d'études dont les conditions expérimentales ne reflètent pas la majorité des situations environnementales d'intérêt pour l'application de FASSET ex. les situations d'exposition chronique à faibles doses. Cela est vrai tant pour les gammes de doses ou de débits de dose testées, que pour le type de rayonnement majoritairement étudié ou encore les variables d'effets ou les espèces utilisées dans ces études. ERICA est consacré pour une part à la définition de règles à respecter pour la conception et la justification d'expériences visant à établir des relations dose-effet pertinentes au sens de leur utilisation dans le cadre de la protection de l'environnement (Garnier-Laplace et al., 2004b).

En l'état actuel des connaissances de nombreuses extrapolations sont nécessaires (Tableau 5-9), ce qui implique de tracer la méthode utilisée et l'incertitude introduite par ce biais. Une publication de synthèse sur les extrapolations a permis de hiérarchiser l'importance des incertitudes associées à chacune de celles-ci comme suit : extrapolation d'une espèce à l'autre > des expositions aiguës aux expositions chroniques = de l'irradiation externe à l'irradiation interne = d'un radionucléide à une situation de multi-pollution > de l'individu à la population > de la structure de l'écosystème à son fonctionnement (Garnier-Laplace et al. 2004b).

Manques de connaissances	Extrapolation
Données chroniques à faibles doses	Effets aigus aux effets chroniques
Irradiation interne, particules à fort LET	Irradiation externe à irradiation interne
Mélange de stressseurs	Radionucléide aux multicontaminants
Données à l'échelle de la population	Individu à la population
Données en chronique pour plusieurs groupes taxonomiques	Entre les espèces
Données sur le fonctionnement des écosystèmes	Structure de l'écosystème à son fonctionnement

Tableau 5-9
Principaux manques de connaissances et types d'extrapolations associés pour une évaluation du risque écologique associé aux radionucléides - d'après (Garnier-Laplace et al., 2004b).

Traitement des incertitudes – L'utilisation des organismes de référence introduit des incertitudes. En particulier, il est recommandé de confronter les résultats obtenus en utilisant ce concept et les outils associés à des informations additionnelles provenant par exemple de mesures *in situ* pour certains types d'organismes réels. De même, l'utilisation de modèles de transfert et de calcul dosimétrique simplifiés génèrent des incertitudes tant sur le plan conceptuel (en particulier sur les méthodes mises en œuvre pour gérer par extrapolation la connaissance manquante) que sur les valeurs des paramètres des modèles eux-mêmes. L'une des extrapolations utilisées est l'utilisation de facteurs de pondération entre les types de rayonnements (ou Radiation Weighting Factors) lors du calcul dosimétrique. Cet aspect est vu sous l'angle d'une analyse de sensibilité, au cours de laquelle l'évaluateur analysera les conclusions en appliquant ou non ces facteurs. Ils sont rappelés dans le Tableau 5-10. D'une manière générale, FASSET préconise l'adoption d'une approche raisonnablement prudente, accompagnée d'un exposé clair des hypothèses et des incertitudes introduites.

Données demandées –Des données dites réalistes ex. se rapportant au cas d'études *in situ* seront préférées si elles sont disponibles d'une extrapolation prudente lorsque les données manquent.

Prise en compte du bruit de fond – Les effets sont reliés à la dose (ou au débit de dose) totale incluant le bruit de fond. Les débits de dose liés aux expositions externe et interne aux radionucléides

L'utilisation des organismes de référence introduit des incertitudes. FASSET préconise l'adoption d'une approche raisonnablement prudente, accompagnée d'un exposé clair des hypothèses et des incertitudes introduites.

d'origine naturelle ont été estimés à titre indicatif pour renforcer la pertinence de l'évaluation de l'impact.

Prise en compte de plusieurs substances – Concernant les effets, il a été prouvé que de nombreuses variables environnementales, dans leur gamme de variation naturelle, influencent la radiosensibilité des organismes, qui a tendance à augmenter d'autant plus que les conditions environnementales s'éloignent de l'optimum physiologique des organismes vivants. Il existe trop peu de données sur l'influence d'un contexte de multipollution pour en tirer des conclusions exploitables au sens d'une évaluation du risque. Dans tous les cas, on suppose l'additivité des effets quels que soient le radionucléide considéré et la voie d'irradiation, externe ou interne. Les doses ou débits de dose de chacune de ces contributions sont additionnés pour estimer une dose ou un débit de dose total tenant compte des différences d'efficacité biologique des différents types de rayonnement. Cependant, la validité de ces coefficients ne fait pas l'objet d'un consensus à l'heure actuelle en raison du peu de données pertinentes pour obtenir de manière robuste ces facteurs de pondération. 78 références bibliographiques seulement sont utilisables à cet effet dans FRED. Dans l'attente de connaissances plus robustes, FASSET propose d'appliquer une étude de sensibilité en examinant la variation de la dose ou du débit de dose biologiquement effectif pour des facteurs de pondération de 5, 10 et 50 pour l'exposition interne par les émetteurs alpha.

Particule	$w_R S$	Motifs	Références
α	1	Modèles dosimétriques utilisés sont suffisamment conservatifs	(National Council on Radiation Protection 1991)
	20	Similaire au cas de l'homme	(IAEA 1992)
	5	Effets déterministes	(UNSCEAR 1996)
	40	Revue de données issues de la littérature	(EnvironmentCanada 2001)
	10	Effets déterministes	(Kocher and Trabalka 2000)
	10 (5-20)	Principalement effets déterministes	(Trivedi and Gentner 2000)
	5-50 Unlikely >200	Objectifs d'illustration Analyse de la base de données FRED	FASSET 2003 [7]
$\beta < 10\text{keV}$	3	Valeurs de RBE pour le tritium	(Moiseenko, Waker et al. 2001) (EnvironmentCanada 2001)
	<5	Analyse de la base de données FRED	(Daniel, Garnier-Laplace et al. 2003)

Tableau 5-10
Synthèse des différentes propositions faites pour les facteurs de pondération (rayonnements α et β) à utiliser pour la dosimétrie des espèces non humaines.

5/3/3

Faisabilité de l'adaptation aux radionucléides des méthodes d'évaluation du risque environnemental utilisées pour les substances chimiques

A la lumière des brèves descriptions des critères et méthodes mis en œuvre ou en cours de développement dans le TGD d'une part, dans les projets FASSET et ERICA d'autre part, il est clair que, bien que des différences existent et soient à prendre en compte entre les deux catégories de stressés, l'application de méthodes qui ont fait leur preuve et bénéficient d'un large retour d'expériences pour les substances chimiques, est possible. Elle est souhaitable pour la cohérence de gestion du risque environnemental au sens large, et de manière plus pragmatique, pour la cohérence en matière de surveillance de l'environnement et de réglementation.

Depuis la fin du programme FASSET, au plan européen mais aussi au plan international (ICRP, 2003, ERICA, 2005), un consensus est établi sur la faisabilité de l'adaptation des méthodes d'évaluation du risque environnemental mises en place et éprouvées pour les substances chimiques aux contaminants ionisants. Sur cette base, les questions qui restent à débattre sont d'ordre pratique : quelles sont les différences entre les deux catégories de stressés ? Comment les prendre en compte ? Ces différences ont-elles également des implications sur le système de réglementation qui pourrait être l'un des domaines d'application de ces méthodes d'évaluation du risque environnemental ?

Pour ce qui concerne les radionucléides, il a déjà été démontré par quelques initiatives nationales (Environnement Canada, US DOE, Agence de l'Environnement Britannique) qu'il est tout à fait possible de développer un cadre pour l'évaluation du risque cohérent entre diverses catégories de stressés. A titre d'illustration, le tableau 5-11 permet de comparer les critères à prendre en compte dans le cas d'une évaluation du risque environnemental concernant les radionucléides et les métaux/métalloïdes stables.

Il y a un consensus international sur la faisabilité de l'adaptation aux contaminants ionisants des méthodes d'évaluation du risque environnemental mises en place et éprouvées pour les substances chimiques

Phase	Critères à prendre en compte
Analyse des expositions	<p>Spéciation et stabilité (persistance) des formes</p> <p>Comportement biogéochimique et distribution dans les compartiments abiotiques</p> <p>Echelle d'espace locale et régionale</p> <p>Biodisponibilité (et bioaccumulation)</p> <p>Voie d'exposition (irradiation) externe</p> <p>Voie d'exposition interne</p> <p>Calcul de dose/débit de dose avec utilisation du concept d'organismes de référence</p> <p>Pondération liée à l'efficacité biologique du type de rayonnements considéré</p> <p>Additivité des doses/débits de doses dus aux diverses voies d'exposition et aux divers radionucléides</p> <p>Concentration ajoutée au bruit de fond géochimique</p> <p>Durée d'exposition (biocinétique)</p>
Analyse des effets	<p>Toxicité potentielle des formes physiques et chimiques pour la contamination interne</p> <p>Toxicité des fils issus de la décroissance radioactive du radionucléide père</p> <p>Toxicité fonction du caractère essentiel ou non du métal ou métalloïde (adaptation, tolérance, déficience)</p> <p>Effets liés à irradiation externe</p> <p>Relation exposition-dose-effet</p> <p><i>Relation exposition-effets</i></p> <p><i>Données d'effets rapportées aux concentrations dans les milieux</i></p> <p>Données d'effets rapportées aux doses/débits de dose reçus par les organismes</p> <p>Durée d'exposition</p> <p>Effets au niveau individuel avec un accent mis sur des variables d'effets reliées à la démographie (mortalité et capacité reproductive)</p> <p>Biomarqueurs subcellulaires quantifiant et qualifiant la morbidité</p> <p>Idem pour les dommages à l'ADN</p> <p>Effets déterministes</p> <p>Effets stochastiques</p> <p><i>Sélection d'organismes tests en relation avec leur niveau trophique</i></p> <p>Sélection d'organismes de référence en relation avec le niveau d'exposition aux radionucléides le plus élevé (source de rayonnement-cible, habitat, mode de vie, bioaccumulation)</p> <p><i>Dérivation d'une valeur ou d'une gamme de variation protection de tout ou partie d'un écosystème par extrapolation sur la base des résultats de tests d'écotoxicité les plus sensibles (espèces et endpoints) ou sur une base statistique (technique SSD)</i></p>
Caractérisation du risque	<p>Comparaison exposition et valeur benchmark seuil protectrice de l'écosystème (PEC/PNEC)</p> <p><i>Approches probabilistes si les données sont suffisantes</i></p>

Tableau 5-11

Critères pris en compte dans les différentes phases d'une évaluation du risque environnemental et différences selon la catégorie de stressors. (caractères gras = critères spécifiques aux radionucléides, caractères italiques = critères spécifiques aux métaux et métalloïdes stables ou jamais appliqués aux radionucléides jusqu'alors, caractères normaux = critères communs aux deux catégories de stressors)

Les différences majeures qui existent entre les radionucléides et les substances chimiques stables sont les suivantes :

- 1/ La référence obligatoire à la dose ou au débit de dose pour intégrer exposition et effets car les connaissances sur les effets des radionucléides sont toutes rapportées à cette grandeur. Il est cependant toujours possible par rétro calcul de convertir une dose ou un débit de dose en activité massique ou volumique du radionucléide correspondant. C'est par ailleurs ce qui est appliqué dans la méthode d'évaluation du risque de l'US-DOE.
- 2/ La nécessité de considérer deux voies d'irradiation (externe et interne), le corollaire étant l'adoption de l'hypothèse d'additivité des doses et des débits de dose pour toutes les voies d'exposition et tous les radionucléides.
- 3/ Sur la partie relative à l'évaluation de la toxicité par l'application de tests, l'absence de tests normalisés ou même recommandés pour les radionucléides; récemment, dans le cadre du programme ERICA, une réflexion a été entreprise sur la pertinence des tests écotoxicologiques existant en termes de sensibilité notamment pour un stresser radioactif. Cet aspect relatif à la mise en œuvre de tests de laboratoire pour l'évaluation des effets revêt une importance particulière pour les radionucléides dans le sens où les surveillances écologiques diverses pratiquées *in situ* sont en général peu sensibles pour détecter des effets.
- 4/ Même si les effets stochastiques présentent une pertinence élevée pour les stressers radioactifs, leur interprétation à divers niveaux d'organisation biologique demeure encore délicate.

Résumé

La méthodologie d'évaluation du risque se base sur le modèle existant pour les substances chimiques. Ce modèle est comparé à l'état des avancées dans les programmes européens FASSET et ERICA pour les radionucléides. Il comporte quatre phases dans lesquelles la caractérisation du risque résulte de la combinaison des informations issues de l'analyse des expositions et de celle des effets. Pour combiner ces phases, les méthodes déterministes mettant en œuvre des valeurs ponctuelles (la valeur d'effet est représentée par une valeur benchmark) sont réservées à l'étape de screening de la démarche d'évaluation du risque. Les méthodes de distribution comme la méthode probabiliste est utilisée dans les étapes d'évaluation définitive, les plus raffinées (examen du risque associé à différents niveaux d'exposition). La caractérisation du risque constitue l'étape finale du processus répondant à la formulation du problème posé pour définir le domaine et l'objectif de l'évaluation. Dans les programmes européens et sur la base générale de ce qui existe pour les substances chimiques, la caractérisation est différenciée de la gestion du risque et l'étape d'analyse des effets est intégrée dans la démarche. Les exercices d'évaluation du risque sont conduits selon une approche graduée correspondant toujours à un gain qualitatif et quantitatif en termes de données et de représentativité. L'approche FASSET centre l'analyse des effets sur les organismes de référence. En l'état actuel des connaissances de nombreuses extrapolations sont donc nécessaires. Enfin l'étude comparative des méthodes existantes (traitement des incertitudes, prise en compte du bruit de fond, extrapolation...) permet de définir les différences majeures entre les radionucléides et les substances chimiques et par la même le degré d'adaptation aux radionucléides de la méthode d'évaluation du risque appliquée aux substances chimiques.

6/ Modèles dosimétriques et hypothèses existants

L'évaluation du risque environnemental lié à la présence de radionucléides requiert la détermination de la dose (ou du débit de dose) mise en jeu lors de la phase d'analyse de l'exposition de manière à la relier aux effets. Il s'agit de déterminer, pour un organisme donné, dans des conditions d'exposition définies, la quantité d'énergie reçue par cet organisme du fait de son exposition aux radiations émises par le(s) radionucléide(s) considéré(s). S'il est possible d'envisager une approche par la mesure lorsqu'il s'agit d'exposition externe, la difficulté est plus importante quand les radionucléides ont été incorporés. Même en exposition externe, la mesure, lorsqu'elle est possible, ne constitue au mieux qu'une approche de la réalité n'intégrant pas totalement la dimension géométrique de l'organisme cible. Il est donc nécessaire de disposer de modèles permettant de représenter les situations à étudier, avec des hypothèses clairement établies. Dans le cadre de cette aide au calcul dosimétrique, la notion d'organisme de référence a été proposée par FASSET et retenue dans le cadre de FASSET, d'ERICA et des travaux de la CIPR.

6/1

Notion de « coefficients de dose »

6/1/1

Principes

Calquée sur le système de radioprotection développé pour l'homme mais n'intégrant pas la radiosensibilité des tissus ni l'efficacité

biologique des divers types de rayonnement (sauf dans certains cas), l'approche des coefficients de dose consiste à déterminer par calcul un coefficient numérique multiplicatif qui, appliqué à la concentration en radionucléide de la (les) source(s) de rayonnement, permet d'évaluer la dose correspondante reçue par l'organisme-cible, exprimée en Gray. Les voies d'exposition interne et externe sont distinguées par la détermination de coefficients de dose spécifiques à chacune de ces voies. Les coefficients de dose sont également propres à un radionucléide, tenant compte généralement des différents types de rayonnements ainsi que parfois de ses descendants. L'hypothèse d'additivité de toutes les voies et sources d'irradiation est ensuite à la base du calcul de la dose totale.

6/1/2

Hypothèses générales

Deux hypothèses majeures sont retenues dans cette approche :

1/ l'organisme est représenté par un volume homogène en composition et en densité.

2/ le radionucléide est distribué uniformément dans tout le volume de la source, qu'elle soit externe ou interne.

L'approche par « coefficients de dose » est aujourd'hui la plus répandue. Utilisée par les Canadiens (Amiro, 1997) et les Britanniques (Environment Agency, 2001), c'est également l'approche retenue dans le cadre de FASSET (FASSET, 2003) ainsi que par la CIPR (CIPR, 2003). Par exemple, FASSET, repris par ERICA (ERICA, 2004), considère les concentrations des radionucléides dans l'environnement comme termes d'entrée, définit des coefficients de conversion de dose spécifiques pour chaque radionucléide, en tenant compte de l'habitat, de la taille de l'organisme-cible et de la voie d'exposition (FASSET, 2003). Ces données sont présentées sous forme de tables croisant radionucléides (37 isotopes), milieux d'exposition (air, eau, sol, sédiments) et organismes considérés (31 organismes de référence, pour l'exposition interne et pour l'exposition externe).

6/2

Organismes de référence pour le calcul dosimétrique simplifié

Devant la diversité des formes de vie présentes dans les écosystèmes, il n'est pas envisageable de considérer chacune

d'entre elles individuellement, que ce soit pour la détermination de coefficients de dose ou de concentrations guides. Une simplification s'impose. C'est ainsi que la notion d'organismes de référence a été développée en radioprotection, par analogie avec celle de l'homme de référence (CIPR, 1975). Elle a été adoptée pour fournir un jeu standard de modèles et de données, de taille raisonnable, permettant d'en déduire une information à laquelle d'autres données puissent être comparées (FASSET, 2001).

6/2/1

Définition

Pour la CIPR, un organisme de référence est « une entité hypothétique, avec les caractéristiques supposées d'un type spécifique d'animal ou de végétal, décrites comme généralités au niveau taxonomique de la famille, avec des propriétés anatomiques, physiologiques et un cycle de vie définis, qui puissent être utilisés pour la détermination des relations exposition/dose et dose/effets pour diverses catégories d'effets, pour ce type d'organisme vivant » (Holm, 2004), (CIPR, draft 2005). La justification de l'usage d'un ensemble limité d'organismes de référence pour la flore et la faune (dits organismes de référence « primaires ») réside dans la nécessité de standardiser les modèles et les données associés utilisés en première étape d'une évaluation du risque environnemental, pour se prononcer à partir de bases communes, sur la probabilité d'occurrence et la sévérité des effets liés aux rayonnements ionisants. L'idée est de disposer d'informations permettant d'identifier des situations d'exposition particulières associées à des effets inacceptables dès les premières étapes d'une approche d'évaluation de risque. Elle est aussi de disposer de bases communes permettant de comparer différentes situations d'exposition ou différents sites. En complément de cette première estimation, il s'agit, si cela est pertinent, d'élargir le jeu d'organismes utilisés en gagnant en réalisme par rapport à l'écosystème ou à l'objet de la protection à l'étude (organismes de référence dits secondaires).

Pour FASSET (FASSET 2004), il s'agit d'« une série d'entités imaginaires qui fournissent les bases pour l'évaluation d'une dose pour un ensemble d'organismes qui sont typiques ou représentatifs d'un environnement contaminé. Ces estimations en retour sont la base de l'évaluation de la probabilité d'occurrence et de l'intensité des effets liés aux rayonnements ».

La notion d'organismes de référence a été développée en radioprotection, par analogie avec celle de l'homme de référence. Elle a été adoptée pour fournir un jeu standard de modèles et de données, de taille raisonnable, permettant d'en déduire une information à laquelle d'autres données puissent être comparées.

6/2/2

Critères de sélection

La CIPR (CIPR, 2005) a sélectionné un nombre limité d'organismes de référence en privilégiant les critères suivants:

- leur degré de spécificité d'un écosystème particulier ;
- leur importance dans le cadre de la réglementation existante en matière de protection de la nature ;
- leur utilisation dans les tests de toxicité ;
- leur importance en matière de ressources pour l'homme ;
- l'existence de données sur les **biocinétiques** des radionucléides ;
- l'existence d'un (de) stade(s) de développement pertinent(s) pour l'évaluation de la dose, et son (leur) aptitude à fournir différents types de réponses dose-effets ;
- la possibilité de modéliser simplement leur exposition aux radiations ;
- la possibilité d'identifier les effets des radiations ;
- leur facilité d'emploi pour de futures recherches ;
- la perception de leur valeur par le public.

Dans le cadre de FASSET, la sélection d'organismes de référence a reposé sur trois critères :

- la sensibilité radioécologique, fonction du radionucléide et de l'espèce considérés, qui prend en compte les modalités d'exposition de l'individu à travers par exemple les propriétés de rétention des organismes, les différentes voies d'exposition, etc.
- la sensibilité écologique, fonction de l'espèce et de l'écosystème considérés, qui traduit le rôle de l'organisme au sein de l'écosystème. Les facteurs à prendre en considération sont par exemple : la taille de la population, l'habitat, les caractéristiques physiologiques ou la complexité biologique de l'organisme (« espèces indicatrices » en écologie);
- l'existence de données sur la sensibilité radiologique (radiosensibilité), fonction de l'espèce et du type de rayonnement considérés, qui se traduit de manière pratique par des courbes dose-effet, établies à partir de données d'expériences soit d'**exposition aiguë**, soit d'**exposition chronique**.

Il a récemment été conclu dans le cadre du programme ERICA que les objectifs et les définitions retenus par la CIPR mettent un accent sur l'objectif de réglementation à atteindre, tandis que les critères

de choix de FASSET sont essentiellement guidés par la représentativité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes (ERICA, 2005c).

6/2/3

Liste d'organismes de référence

Les organismes de référence retenus par le programme FASSET (FASSET, 2004) et le programme ERICA sont au nombre de 31 (voir Tableau 5-7). Pour ce qui concerne la CIPR, les projets présentés (CIPR, 2005) ne font état que de quelques organismes correspondant à un sous-ensemble de la liste de FASSET. Ainsi, la CIPR a retenu une douzaine d'organismes de référence incluant les principaux stades de leur cycle de vie :

- le renne (adulte) ;
- le rat (raton et adulte) ;
- le canard (œuf et adulte) ;
- la grenouille (œuf, têtard, adulte) ;
- la truite (œuf, adulte) ;
- le poisson plat (œuf, adulte) ;
- le crabe (œuf, larve, adulte) ;
- l'abeille (larve, adulte, essaim) ;
- le ver de terre (œuf, adulte) ;
- le pin (arbre) ;
- l'herbe ;
- l'algue brune.

6/3

Méthodes de calcul

Différentes méthodes de calcul dosimétrique sont employées et classées en deux catégories : les méthodes analytiques, qui reposent sur un jeu d'équations formalisé, et les méthodes probabilistes, qui font appel au calcul numérique.

Ces méthodes permettent de calculer des coefficients de dose unitaires exprimés en Gy/unité de temps absorbés par l'organisme cible par Bq/unité de masse ou par Bq/unité de volume délivré par la source (milieu extérieur ou organisme). Quelle que soit la méthode de calcul utilisée, il est possible d'appliquer un facteur de pondération en fonction de la nature des rayonnements lors du calcul de la dose ou du débit de dose totale. De la même façon, les filiations radioactives des radionucléides peuvent être ou non prises en compte dans le calcul du **coefficient de dose** selon des critères qui diffèrent selon les auteurs. Par exemple, les coefficients de dose

externe associés à chaque membre retenu d'une famille radioactive peuvent être sommés proportionnellement aux rapports d'embranchement de la filiation pour donner un coefficient de dose unique pour les éléments considérés à l'équilibre dans la famille (Amiro, 1997). D'autres critères de choix peuvent être retenus pour le calcul du coefficient de dose comme par exemple la prise en compte des éléments de filiation dont la période est suffisamment courte pour qu'ils soient considérés en équilibre avec leur père (US DOE, 2002).

6/3/1

Méthodes analytiques

Calcul des fractions absorbées

La méthode retenue par l'Environment Agency (U.K) repose sur le calcul des fractions absorbées pour des géométries données, puis leur conversion en Dose Par Unité de Concentration (DPUC) (Environment Agency, 2001).

La fraction absorbée est calculée pour les rayonnements gamma par une formule semi-empirique qui représente la distribution de la dose dans l'espace autour d'une source ponctuelle de rayonnement, située dans un milieu absorbant isotrope infini. Pour une énergie E donnée, la fraction absorbée FE correspondante pour un ellipsoïde de masse connue est déterminée à partir de la valeur moyenne des « fractions absorbées spécifiques isotropes ponctuelles » définies par Berger (Berger, 1968), multipliée par la masse de l'ellipsoïde. Une fonction exponentielle de l'énergie est ensuite ajustée à la distribution des fractions FE, ce qui autorise la détermination de ce paramètre pour toute valeur d'énergie.

Une première fonction exponentielle continue de l'énergie est ajustée à l'absorption fractionnée déterminée pour un émetteur bêta ponctuel d'après les données tabulées par Berger (Berger, 1971). La valeur moyenne des valeurs prises par cette fonction en tous points d'un volume donné de milieu absorbant uniformément contaminé (ellipsoïde représentant l'organisme) détermine la fraction absorbée de l'énergie considérée par le volume cible. Une nouvelle fonction continue de l'énergie (inverse d'une fonction puissance) est ajustée à la distribution de ce paramètre, afin de déterminer pour chaque énergie la fraction absorbée

correspondante. La fraction absorbée des rayonnements alpha est prise égale à 0 pour les bactéries et à 1 pour tout autre organisme.

Pour un radionucléide en exposition interne, la fraction absorbée globale d'un type de rayonnement est déterminée par le rapport de la somme des fractions absorbées pour chaque raie du spectre du radionucléide, pondérées par les probabilités respectives d'émission des raies, à la somme des énergies pondérées de même. La DPUC est obtenue en convertissant la fraction globale pondérée en fonction des énergies et de leurs probabilités d'émission, produit exprimé en $\text{MeV}\cdot\text{s}^{-1}$, en $\mu\text{J}\cdot\text{h}^{-1}$. En exposition externe, une variante de l'expression précédente est utilisée, la fraction globale d'intérêt étant remplacée par son complément à 1. Les organismes sont considérés « immergés » dans un milieu contaminé infini. Organismes et milieux présentent la même densité de 1. L'effet d'auto-protection des organismes est intégré dans la formulation retenue.

Utilisation des énergies de désintégration

Cette méthode repose sur l'utilisation des tables de Kocher (Kocher, 1981) comme celles de la CIPR (CIPR, 1983). Ces dernières fournissent pour chaque radionucléide la valeur des énergies totales des photons et électrons émis par décroissance, en MeV par désintégration. Par le jeu des conversions d'unité, le paramètre tabulé est exprimé dans l'unité du Coefficient de dose choisi, à savoir $\text{Gy}\cdot\text{unité de temps}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{unité de masse}^{-1}$ ou $\text{unité de volume}^{-1}$. Cette méthode est employée par Amiro (Amiro, 1997) et par l'US DOE (US DOE, 2002).

En exposition externe, la dose délivrée par les émetteurs alpha est négligée. Les organismes sont considérés comme très petits : il n'y a pas d'atténuation des particules lorsqu'elles traversent un organisme et le débit de dose dans l'organisme est le même que dans le milieu. Lors d'une exposition interne, les organismes cibles sont présumés être de très grande taille : toute l'énergie émise par les radionucléides, uniformément répartis dans l'organisme, s'y dépose.

6/3/2

Méthodes probabilistes

Ces méthodes reposent sur l'utilisation et l'exploitation de calculs de type Monte Carlo. A ce jour, parmi les méthodes existantes,

cette approche n'a été utilisée que dans le cadre de FASSET pour les organismes de référence associés aux **écosystèmes** terrestres et les coefficients de dose pour l'irradiation externe (FASSET 2003).

Les organismes sont décrits comme des volumes (ellipsoïdes et cylindres) homogènes, dont certains peuvent être enveloppés par une couche protectrice contre les rayonnements ionisants, constituée par leur fourrure par exemple. Les sources possibles de rayonnement considérées sont l'air et le sol.

Pour l'exposition externe, les coefficients de conversion de dose (DCC) sont calculés pour les rayonnements γ et β , l'exposition aux α étant jugée non pertinente. Les calculs de base sont réalisés en considérant un ensemble de sources planes situées à différentes profondeurs dans le sol, puis en interpolant entre ces résultats pour obtenir les coefficients correspondant à des sources volumiques.

Des coefficients mono-énergétiques sont déterminés sur la base de calculs de type Monte Carlo, pour une série d'énergies données. Une interpolation linéaire permet ensuite de définir pour toute énergie le coefficient correspondant. Les coefficients sont ensuite combinés d'après le type de radiation, les énergies considérées et leurs intensités d'émission pour obtenir le d'un radionucléide donné pour un organisme identifié dans une situation d'exposition définie. Pour les rayonnements β , la gamme d'énergie couverte s'étend de 10 keV à 2 MeV. Elle est de 50 keV à 3 MeV pour les rayonnements γ .

Pour les espèces vivant dans le sol, une source volumique uniformément contaminée est considérée, l'organisme étant censé se trouver au centre d'une couche de sol de 50 cm. Pour les espèces vivant sur le sol, une source surfacique, avec une rugosité de surface de 3 mm, et une source volumique d'épaisseur 10 cm sont prises en compte.

Résumé

L'analyse de la phase d'exposition consiste à déterminer des coefficients de dose caractérisant la dose reçue à partir d'un radionucléide identifié par un organisme cible. Pour la mise en place de modèles génériques la source et la cible sont considérées homogènes en distribution dans le premier et en volume et en densité pour le second. La diversité de l'écosystème conduit à simplifier le calcul dosimétrique en catégorisant les cibles sous des variétés définies d'organismes de référence. Selon la CIPR et FASSET les critères de sélection de ces organismes diffèrent. Pour FASSET les critères sont basés sur la sensibilité radioécologique (fonction du radionucléide et de l'espèce), la sensibilité écologique (fonction de l'espèce et de l'écosystème) et la radiosensibilité (fonction du type de rayonnement et de l'espèce). Les coefficients de doses sont calculés à l'aide de méthodes analytique (jeu d'équations formalisé) ou probabiliste (calcul de type Monte Carlo) sur la base de critères de choix explicités (homogénéités des volumes, éléments de filiation ...).

7/

Critères de protection de l'environnement

Pour caractériser un risque environnemental, il est nécessaire d'identifier les relations entre l'exposition et les effets pertinents pour un niveau d'organisation biologique donné, et de quantifier la sévérité des effets pour divers niveaux d'exposition (relation entre l'étendue de l'exposition et le degré de réponse ou d'impact). Tout critère de protection peut être évalué sur la base des connaissances qui existent en matière de relations dose-effets. Ces critères environnementaux ou valeurs de comparaison (« benchmarks ») sont des valeurs limites, des valeurs guides ou des standards représentatifs de conditions qui ne provoqueront aucun effet sur l'environnement ou correspondront à un risque acceptable.

Ce chapitre décrit sommairement l'état de l'art sur les critères existant en écotoxicologie et fait le point sur les développements qui ont été conduits pour les radionucléides.

7/1

Benchmarks ou valeurs de comparaison utilisées pour l'écotoxicité des substances chimiques

7/1/1

Situation en écotoxicologie

Dans ce domaine, la méthode la plus simple et la plus utilisée pour combiner exposition et effets relève de l'utilisation de valeurs de comparaison prédéfinies dites « sans effet » auxquelles sont comparées les valeurs d'exposition (ou PEC). Ces valeurs correspondent à une concentration ou une dose au sens écotoxicologique du terme sans effet pour tout ou partie de l'écosystème. Elles sont dérivées selon plusieurs techniques mais sont toutes fondées sur des données primaires d'écotoxicité informant sur les relations exposition-réponse, tels les résultats de tests écotoxicologiques conduits en laboratoire. En règle générale, ces valeurs sont voulues conservatives pour éviter d'éliminer une substance dangereuse de la première étape d'une évaluation du risque ou screening (EC, 2003), (EnvironmentCanada, 2001), (RIVM, 2001a).

Dans les étapes plus avancées de l'approche graduée, le caractère conservatif peut être diminué vers une valeur plus spécifique d'un groupe taxonomique particulier ou encore d'un site particulier, revêtant une réalité écologique plus importante (EnvironmentCanada, 1997). Dans une revue sur les différentes méthodes applicables pour dériver une telle valeur, Suter et al. (Suter et al., 2000), (Suter, 1996) dénoncent un manque de consensus à propos des techniques utilisables, recommandant une approche mettant en jeu plusieurs valeurs de comparaison c'est-à-dire un screening vis-à-vis d'un jeu de valeurs (et non d'une seule), ou encore l'utilisation d'une valeur moyenne obtenue à partir de ce jeu de valeurs de comparaison (Swartz, 1999). En règle générale, ces valeurs sont déterminées pour être protectrices à la fois des espèces (et par voie de conséquence, de la structure des écosystèmes) mais aussi du fonctionnement écologique. Cette définition implique que toutes les valeurs inférieures à un bruit de fond naturel ou, pour un élément essentiel à la vie, à une concentration nécessaire pour assurer l'homéostasie chez les organismes vivants, ne sont pas utilisables.

7/1/2

Aperçu des diverses méthodes utilisées : avantages et inconvénients.

Les données de base utilisées pour déterminer ces valeurs de comparaison sont variées ; elles résultent de la mise en œuvre de divers outils pour tester les effets et établir le cas échéant des relations entre l'exposition et les intensités de réponse (relation dite dose-effets). Ces outils sont des tests normalisés (bioessais) ou non, simplifiés dans la représentativité de la source d'exposition (eau artificielle, milieu ou support artificiel de culture, sédiments artificiels, **stresseur** unique...) ou non en utilisant directement l'effluent dont l'effet est à tester. Les principaux tests normalisés applicables et les diverses valeurs d'**écotoxicité** utilisées ensuite pour dériver une valeur benchmark pour l'évaluation du risque sont répertoriés dans le Tableau 7-1. A partir de ces jeux de données dites valeurs critiques d'écotoxicité diverses méthodes d'extrapolation peuvent être appliquées : facteurs de sécurité ou facteurs d'extrapolations qui relèvent d'un consensus d'experts à un instant donné sur la base des connaissances existantes, méthodes statistiques. La liste de ces méthodes apparaît dans le Tableau 7-1.

Données primaires	Méthodes appliqués
Utilisation	
Tests d'écotoxicité et obtention de couples (dose-effets)	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ajustement de fonctions (probit, logit) –LC₅₀, EC₂₀ ✓ Test d'hypothèses –LOEC, NOEC, NOAEL, MATC
Estimation d'une ou plusieurs valeurs critiques d'écotoxicité	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Modèles de régression/modèle de dynamique des populations trait de vie et effets à l'échelle de la population (EC₂₀)
Valeurs critiques d'écotoxicité	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Facteurs de sécurité – PNEC, ENEV
Dérivation de valeurs benchmarks à partir des valeurs critiques d'écotoxicité	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Modèle de régression – extrapolation entre groupes taxonomiques pour les variables d'effets testées ✓ Modèles allométriques – extrapolation interspécifique ✓ Partition à l'équilibre –pour les sédiments ou pour le sol à partir de l'eau ✓ QSAR – extrapolation entre contaminants ✓ SSD, SSWD –extrapolation à l'échelle de l'écosystème

LC₅₀: Lethal concentration 50% ; EC₂₀ Effect Concentration 20% ; LOEC : Lowest Observed Effect Concentration ; NOEC : No observed Effect Concentration; NOAEL: No observed Adverse Effect Level; MATC: Maximum Acceptable Toxicant Concentration ; PNEC : Predicted No-Effect Concentration; ENEV: Environmental No-Effect Value; QSAR : Quantitative Structure Activity Relationship ; SS(W)D : Species Sensitivity (Weighted) Distribution

Tableau 7-1
Principales méthodes
d'estimation de valeurs critiques
d'écotoxicité et de valeurs
benchmarks.

7/1/3

Techniques pour déterminer une concentration dite sans effet

Définitions et étapes de l'approche

Diverses méthodes existent pour déterminer des valeurs de concentration dites sans effet pour tout ou partie d'un écosystème. Ces valeurs sont dénommées « screening values » lorsqu'elles revêtent un caractère générique et qu'elles sont préférentiellement utilisées dans l'étape de screening d'une approche graduée ; elles deviennent « Environmental Quality Standards » lorsqu'elles répondent à un critère de qualité lié à un ou plusieurs aspects réglementaires. Diverses approches existent sur le plan international pour obtenir ces valeurs pour les substances chimiques (liste des substances prioritaires en particulier). Dans tous les cas, ces approches diffèrent sur la manière d'accepter ou de rejeter les données d'écotoxicité de base, sur le choix des critères d'effets retenus, sur la méthode utilisée pour prendre en compte les différences de sensibilité entre des espèces, sur la (ou les) méthode(s) retenue(s) pour dériver ces valeurs : facteur d'extrapolation ou distribution de sensibilité des espèces. Globalement, quelle que soit l'approche, la démarche utilisée pour déterminer une valeur de comparaison repose sur les 4 étapes suivantes :

- 1/ la collecte des données d'écotoxicité et l'attribution d'un facteur de qualité à ces données (Wheeler et al., 2002), (Durda and Preziosi, 2000),
- 2/ la sélection des données les plus adaptées à l'exercice (espèces représentées au sein des écosystèmes; pertinence écologique des effets mesurés; robustesse des méthodes expérimentales mises en œuvre pour acquérir les données, incluant les caractéristiques physico-chimiques des milieux utilisés) ;
- 3/ l'extrapolation des données pour prendre en compte les connaissances sur les effets représentées par un jeu de données en général réduit face à la richesse spécifique et au fonctionnement des écosystèmes réels ;
- 4/ la détermination de la valeur de comparaison (Figure 7-1).

Différentes méthodes

Parmi les méthodes présentées brièvement dans le Tableau 7-1, trois sont principalement utilisées pour réaliser l'étape /3/, à savoir :

- les méthodes fondées sur l'établissement de lois de distribution statistiques (également distribution de rang ou « ranked ») des données d'écotoxicité retenues, aboutissant à la sélection d'un critère de coupure ou d'un seuil (choix d'un percentile donné) comme valeur benchmark ;
- les méthodes fondées sur les facteurs d'extrapolation (dits aussi « assessment factors ») consistant à sélectionner la plus petite valeur parmi les données d'écotoxicité retenues et à la diviser par un facteur d'extrapolation ;
- les méthodes de partition à l'équilibre qui extrapolent les données d'écotoxicité aquatique pour les utiliser pour l'écosystème terrestre.

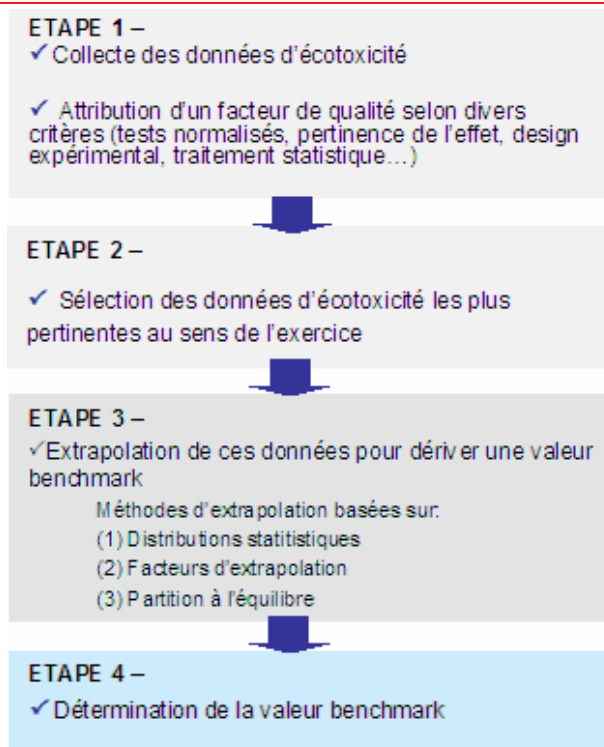


Figure 7-1
Etapes de toute méthode de dérivation d'une valeur benchmark ou valeur de comparaison

Méthodes statistiques

Parmi ces méthodes, la plus utilisée est celle des « Species Sensitivity Distribution » (SSD) développée il y a une vingtaine d'années aux Etats-Unis et en Europe. Il s'agit de décrire la

distribution statistique de la variation de sensibilité au sein d'un jeu d'espèces testées appartenant à un même **taxon** ou représentant un assemblage d'espèces au sein d'une **communauté** (Posthuma et al., 2002). Ce jeu de données est considéré comme un échantillon représentatif de la population (au sens statistique du terme) et est visualisé sous la forme d'une courbe de fréquence cumulée en fonction des concentrations d'exposition. En général, les données critiques d'écotoxicité utilisées pour les **expositions aiguës** sont les $C(E)_{L_{50}}$ et celles retenues pour les **expositions chroniques** sont les NOECs. Deux possibilités d'utilisation de cette représentation sont offertes (RIVM, 2001). Après avoir choisi un seuil de protection de $(1-p)\%$ d'espèces, la valeur d'exposition correspondante lue sur l'axe des abscisses est assimilée à la concentration protectrice, affectant seulement $p\%$ d'espèces. Elle est dénommée HC_p (Hazardous Concentration $p\%$) et peut servir de base pour la détermination d'une valeur de comparaison. Le choix de la valeur seuil est une décision non scientifique. L'autre utilisation d'une SSD est de mettre en correspondance la concentration d'exposition calculée ou mesurée dans le cadre de l'analyse des expositions avec le pourcentage d'espèces affectées (Figure 7-2). Si par ailleurs un seuil de protection a déjà été décidé (par exemple, protection de 95% des espèces), toute concentration d'exposition supérieure à la valeur de HC₅ peut être identifiée comme présentant un risque non acceptable.

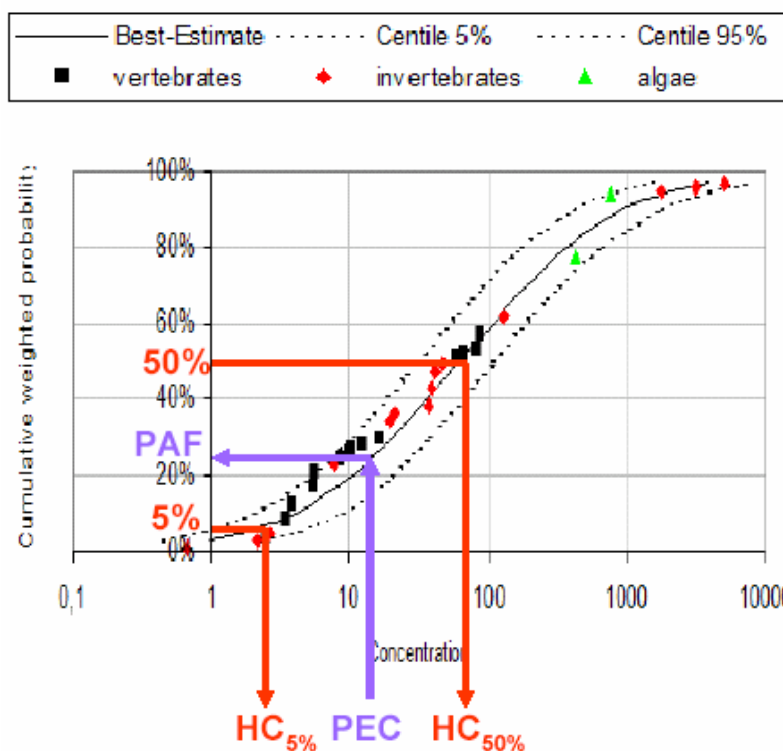


Figure 7-2
Représentation des deux utilisations principales d'une SSD.

Le choix d'un seuil de protection de $(1-p)\%$ d'espèces permet de lire la valeur d'exposition correspondante (HC_p ou Hazardous Concentration $p\%$). La mise en correspondance de la concentration d'exposition calculée ou mesurée dans le cadre de l'analyse des expositions (PEC) avec le pourcentage d'espèces affectées peut également être utilisée dans le cadre d'une évaluation du risque.

Ces méthodes permettent d'utiliser toutes les connaissances jugées fiables et pertinentes pour le contexte étudié. Elles permettent également de visualiser chacune des données critiques d'écotoxicité utilisées, en particulier celles relatives aux espèces les plus sensibles positionnées à gauche de la distribution. Ces méthodes sont en général préférées aux autres (en particulier celle des facteurs d'extrapolation) car elles permettent de tracer l'utilisation de chaque donnée d'écotoxicité et sont *a priori* plus scientifiques, ne faisant pas appel uniquement à la plus petite valeur d'écotoxicité. La démarche peut être aisément assortie d'une analyse d'incertitudes par exemple en permettant le calcul des intervalles de confiance pour la valeur seuil. Les inconvénients sont les limites des méthodes statistiques en tant que telles, comme le choix de la loi

de distribution (empirique, log-normale, log-logistic, log-triangulaire...), la sensibilité au nombre et à la qualité des données de base, l'absence de prise en compte des interactions entre espèces (Duboudin et al., 2004), (Forbes and Calow, 2002), (Pennington, 2003). A noter que couvrir une large variété taxonomique et une large variété de variables d'effets peut conduire à l'invalidation de l'hypothèse retenue quant à la loi de distribution ou à la faiblesse de représentativité d'un taxon. A cet égard, il est de bon sens de tester l'adéquation de la distribution des données à la loi sélectionnée et de préférer l'utilisation de données obtenues pour des variables d'effets homogènes (ex. reproduction) d'espèces proches sur le plan taxonomique.

Dans tous les cas, même si ces méthodes sont séduisantes, il ne faut pas oublier que la fiabilité des conclusions est intrinsèquement dépendante de celle des données d'entrée tant en qualité qu'en quantité.

Méthodes des facteurs d'extrapolation

Ces méthodes consistent à appliquer un facteur fixe dit facteur d'extrapolation (ou facteur d'évaluation ou facteur de sécurité) à la plus petite valeur de toxicité parmi le jeu de données d'écotoxicité disponibles et retenues. La valeur affectée à ce facteur est le reflet de l'incertitude liée aux extrapolations à partir de données de laboratoire souvent acquises par des tests monospécifiques au contexte plurispécifique d'un écosystème. Elle est d'autant plus faible que le nombre de niveaux trophiques représentés dans le jeu de données disponibles est élevé. Ces méthodes sont très simples et largement utilisées pour déterminer une valeur de comparaison, et peuvent même être combinées aux méthodes statistiques lorsque celles-ci demeurent trop incertaines (le TGD (EC, 2003) propose d'appliquer un facteur d'extrapolation de 1 à 5 à la valeur de HC5 déterminée par l'établissement de SSD en fonction de la qualité et quantité des données d'entrée utilisées). Ces méthodes peuvent être appliquées à de petits jeux de données.

Méthode de partition à l'équilibre

Lorsque les données d'écotoxicité sont en nombre insuffisant, cette méthode propose de « convertir » les données relatives à l'exposition par la colonne d'eau dans un écosystème aquatique en données applicables au compartiment sédimentaire en utilisant le coefficient de partition eau/sédiment de la substance étudiée. L'hypothèse de base est que la biodisponibilité, et donc la toxicité, sont uniquement fonction de la concentration de la substance dans

l'eau interstitielle. Une sous-estimation est largement possible dès l'instant où les organismes peuvent être exposés par ingestion de particules de sédiments. Dans le cadre du TGD, la valeur de comparaison PNEC_{sed} (en mg/kg) est déduite de celle relative à la colonne d'eau pour les écosystèmes d'eau douce (PNEC_{eaudouce}, en mg/l) par la formule suivante :

$$PNEC_{sed} = \frac{K_{MES-eau}}{\rho_{MES}} \times PNEC_{eaudouce} \times 1000$$

où $K_{MES-eau}$ est le coefficient de partition de la substance entre l'eau et les matières en suspension (en m^3/m^3), et MES la masse volumique des MES (en kg frais/ m^3). Dans le cas des composés lipophiles ($\log K_{ow} > 5$ où K_{ow} est le coefficient de partage octanol-eau de la substance), le rapport PEC/PNEC est augmenté d'un facteur 10 pour tenir compte de l'exposition par ingestion de sédiment.

Équation 7-1

La méthode a été adaptée de manière strictement identique au cas des sédiments, et aux organismes terrestres en « convertissant » les données relatives à l'exposition à la colonne d'eau dans un écosystème aquatique en données applicables aux écosystèmes terrestres en utilisant le coefficient de partition eau/sol de la substance étudiée.

Les limites de cette méthodes sont liées aux hypothèses qui la sous-tendent : la gamme de variation de la sensibilité des espèces terrestres est la même que celle des espèces aquatiques associées à la colonne d'eau ; les concentrations dans le sol et dans la solution du sol sont à l'équilibre thermodynamique. Ces méthodes ne figurent pas parmi les plus utilisées car elles ne sont pas représentatives des organismes associés aux sédiments en termes de sensibilité et de voies d'exposition, ni aux organismes associés aux écosystèmes terrestres. Elles sont utilisées dans un objectif de screening uniquement dans le cas où le jeu de données relatives au compartiment sédimentaire ou au sol est trop faible en quantité ou en qualité.

7/1/4

Etude comparée de l'approche RIVM et de l'approche TGD pour les substances chimiques

Seules deux approches sont passées en revue ci-après de manière comparative, celle préconisée par le RIVM (RIVM, 2001) et celle du TGD (EC, 2003) présentée au paragraphe 5/3/1. Pour information, le

Canada (CCME, 1991), (CCME, 1995), (CCME, 1996), (CCME, 1998), l'US EPA (USEPA, 1998), (USEPA, 2000) et l'ORNL (ORNL, 1998) ont par ailleurs également acquis une expérience dans ce domaine. L'Agence pour l'Environnement Britannique recommande quant à elle l'utilisation de l'approche du TGD (EnvironmentAgency, 2003a).

L'originalité de l'approche du RIVM (RIVM, 2001a) réside dans la cohérence recherchée entre les diverses valeurs de comparaison dérivées en tant que limites de risque environnemental (ERL) ou en tant que normes de qualité environnementale (EQS). Le Tableau 7-2 présente de manière sommaire la définition, la cohérence et l'utilisation de chacune de ces valeurs. Chaque ERL et EQS associée représente un degré de protection défini de l'écosystème, du plus élevé au plus faible dans l'ordre présenté dans le Tableau 7-2.

En matière de techniques de détermination et d'utilisation de valeurs de comparaison, le TGD et l'approche du RIVM présentent de nombreuses similarités indiquées dans le Tableau 7-3. Les exemples sont volontairement donnés pour les écosystèmes d'eau douce.

Description	Valeurs Limites de Risque Environnemental	Normes de qualité environnementale
Concentration assurant que les effets sur l'écosystème sont négligeables. Cette valeur est obtenue en appliquant un facteur d'extrapolation de 100 à la concentration maximale permise. Ce facteur correspond à la possibilité d'existence d'effets combinés entre stressseurs.	Concentration négligeable (air, eau, sol, eau souterraine, sédiments)	Valeur (air, eau, sol, eau souterraine, sédiments)
Concentration protégeant 95% des espèces de l'écosystème, obtenue à partir de l'établissement d'une SSD des NOECs (HC5)	Concentration Maximale permise (air, eau, sol, eau souterraine, sédiments)	Concentration Maximale permise (air, eau, sédiments)
Concentration pour laquelle le fonctionnement de l'écosystème serait sérieusement atteint ou menacé. Sur la base d'une SSD, elle correspond à la concentration qui affecterait 50% des espèces ou des processus microbiens	Concentration à risque sérieux (eau, sol, eau souterraine, sédiments)	Valeur d'intervention (sol, sédiments, eau souterraine)

Tableau 7-2
Définition et utilisations de diverses valeurs benchmarks dans l'approche du RIVM (RIVM, 2001)

Points examinés	Analyse comparée des approches (TGD et RIVM)
Domaine d'application	Valeur générique utilisée lors de l'étape d'une approche graduée. Dans le cadre du RIVM, la valeur cible (« target value ») peut être utilisée pour la gestion de sites contaminés en tant qu'objectif de remédiation. Le niveau de protection est défini pour 95% des espèces sur la base d'une analyse statistique de type SSD. Les données d'entrée préférées sont celles relatives aux effets sublétaux obtenus par des tests d'écotoxicité chronique.
Espèces recommandées	Les deux approches considèrent au moins des représentants des espèces suivantes : algues, invertébrés, poissons.
Technique d'extrapolation	Le RIVM préfère l'utilisation des SSD. Le TGD propose cette méthode si le jeu de données disponibles répond aux critères de sélection mais recommande toujours d'appliquer la méthode des facteurs d'extrapolation au moins à titre comparatif.
Prise en compte de la biodisponibilité	Il est clairement posé par les deux approches que les critères de qualité des eaux ont une influence importante sur les données d'écotoxicité et donc sur toute valeur benchmark pouvant en être déduite. Cependant, aucun consensus n'existe quant à la manière de les prendre en compte.
Prise en compte du bruit de fond	Les deux approches passent au minimum par une comparaison des valeurs benchmarks au bruit de fond et ce dernier est alors retenu par défaut lorsque la valeur benchmark est plus faible. Le RIVM applique une approche originale dite des risques ajoutés pour les substances présentes naturellement dans les écosystèmes (cf § 7.2.1)
Prise en compte des transferts par voie trophique (« secondary poisoning »)	Le RIVM et le TGD recommandent l'examen de ce point particulier pour les substances susceptibles d'être bioaccumulées le long des chaînes trophiques. L'évaluation des effets liés à ces processus est réalisée sur la base d'une chaîne trophique simplifiée.

Tableau 7-3

Analyse comparée sommaire des approches préconisées par le TGD (EC, 2003) et le RIVM (RIVM, 2001) pour et utiliser des valeurs benchmarks pour les substances chimiques. Les illustrations données concernent les écosystèmes aquatiques

7/2

Valeurs de comparaison pour l'écotoxicité des radionucléides

Informations de synthèse et recommandations issues de FRED -

L'analyse critique des données disponibles dans la base de données FRED (voir chapitre 3/4), sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains a conclu aux observations et recommandations suivantes en matière d'analyse des effets :

- 1/ les données recensées sur les effets de l'irradiation externe chronique à de faibles débits de dose supérieurs à 1mGy/h) sur les plantes, les poissons et les mammifères sont raisonnablement suffisantes, alors

- qu'elles sont rares voire inexistantes pour les autres groupes pseudo-taxonomiques ;
- 2/ sur ces bases, le seuil de significativité statistique dans la plupart des études est de l'ordre de 100 μ Gy/h ; la réponse augmente ensuite progressivement avec l'augmentation du débit de dose pour devenir claire à partir de 1mGy/h appliqué à une large fraction de la durée de vie ;
 - 3/ des réponses plus subtiles (niveau subcellulaire) peuvent être observées à des débits de doses plus faibles, inférieurs à 100 μ Gy/h mais leur signification pour l'individu ou la population reste à déterminer.

Valeurs de comparaison déjà utilisés – Dans les exemples d'initiatives de méthodes d'évaluation du risque qui existent pour les radionucléides, les valeurs guides utilisées au moins dans la phase de screening sont déterminées à la suite de revues critiques des connaissances en matière d'effets liés à des **expositions aiguës** ou **chronique** aux rayonnements ionisants (NCRP, 1991), (IAEA, 1992), (UNSCEAR, 1996) où les débits de dose sans effet pour certains groupes pseudo-taxonomiques ont été utilisés en tant que débits de dose sans effet pour l'environnement. Ces valeurs n'ont cependant jamais été produites pour une telle utilisation qui peut être assimilée à un standard ou une norme de qualité environnementale. Par ailleurs, ces revues ont identifié la reproduction comme critère d'effet d'intérêt en posant clairement l'hypothèse que la population sera protégée de manière adéquate si le débit de dose à l'individu le plus exposé n'excède pas cette valeur-guide.

Dans les méthodes d'évaluation du risque qui existent pour les radionucléides, les doses-limites guides sont employées comme valeurs seuils pour une action si l'exposition excède ces valeurs. L'USDOE ou l'ORNL (USDOE, 2002)(ORNL, 1998) décrivent ainsi l'étape de screening des approches graduées proposées, à l'aide de concentration limites en radionucléides dans les sols, les sédiments et l'eau, déterminées par rétro calculs pour 4 types d'organismes génériques recevant la dose-limite (Higley et al., 2003).

Dans le cadre de FASSET, les valeurs d'exposition mesurées ou calculées sont comparées aux valeurs d'effets de la base de données FASSET dont la synthèse montre d'une part qu'il y a peu de preuves d'effets significatifs sur le plan environnemental pour des débits de dose en deçà de 100 μ Gy/h et d'autre part, souligne des lacunes de connaissances très importantes dans le domaine des **expositions chroniques** en particulier pour les variables d'effets d'intérêt au plan

FASSET montre qu'il y a peu de preuves d'effet significatif sur le plan environnemental pour des débits de dose inférieurs à 100 μ Gy/h mais souligne des lacunes de connaissances très importantes dans le domaine des expositions chroniques

du fonctionnement et de la structure des écosystèmes (reproduction).

Selon une approche dite « prudente », l'Agence de l'Environnement Britannique ([Environment Agency, 2003b](#)) propose pour l'étape de screening d'utiliser une concentration environnementale correspondant à 5% des débits de doses de l'AIEA (ces derniers sont reportés sur le Tableau 7.4). Pour répondre à un objectif de screening, diverses organisations tel l'USDOE ([USDOE2002](#)) et l'ORNL ([ORNL, 1998](#)) ont rétro calculé sur la base d'hypothèses conservatives, des concentrations en radionucléides dans les différents milieux à partir de débit de doses dits sans effet. D'autres utilisent une comparaison directe des débits de dose, sans rétro-calcul ([Sazykina and Kryshev, 1999](#)), ([Sazykina and Kryshev, 2002](#)), ([Bird et al., 2002](#)) ([Copplestone et al., 2001](#)) ([Environment Agency and Nature, 2002](#)), ([Environment Agency, 2003b](#)). Les valeurs utilisées et leur référence d'origine sont rassemblées dans le Tableau 7-4. Contrairement au domaine de l'écotoxicologie, ces valeurs sont peu nombreuses et les méthodes utilisées pour les déterminer relèvent de l'acceptation par « convention ». Leur genèse n'est pas tracée à ce jour car il s'agit de l'avis d'experts à un moment donné. Bird et al. ([Bird et al., 2002](#)) sur la base de la méthode d'Environnement Canada ([Environment Agency, 1997](#)), ([Environment Agency, 2001](#)) ont appliqué une méthode similaire à celle mise en place pour les substances chimiques. Les valeurs critiques de toxicité sélectionnées parmi l'information disponible en préférant les LC25, EC₂₅ ou NOEL des espèces les plus sensibles pour la survie aux **expositions chroniques** sont utilisées pour déterminer les doses sans effet en appliquant un facteur de sécurité dont la valeur, pour cette catégorie de stressor (ex. les radionucléides), est égale à 1. Cette approche conçue pour évaluer l'impact radiologique des radionucléides rejetés par les installations du cycle du combustible (dont les mines d'uranium) a été développée et appliquée par la Canadian Nuclear Safety Commission ; elle est fondée sur l'utilisation du même jeu de doses sans effet quelle que soit l'étape de l'approche graduée (screening, réaliste déterministe, réaliste probabiliste intégrant la variabilité spatiale).

L'Agence de l'Environnement Britannique est en charge de l'évaluation de la conformité des autorisations de rejets radioactifs. Dans le cadre de la directive « Habitats » par la mise en place de réglementations s'appliquant notamment aux autorisations de rejets de substances radioactives, elle a publié, avec English Nature, une méthode globale en 4 étapes ([EAN, 2002](#)), ([Environment Agency, 2003b](#)) :

- 1/ identifier si la réglementation « Habitats » s'applique ;
- 2/ identifier si les rejets radioactifs autorisés présentent un risque potentiel pour les organismes vivants et leurs habitats ;
- 3/ conduire une évaluation plus raffinée pour les sites identifiés à risque lors de l'étape /2/ ;
- 4/ redéfinir les modalités des autorisations de rejets en conséquence.

Pour l'étape /2/, des rejets annuels de radionucléides ont été déduits par rétro-calculs à partir de débits de doses limites (Tableau 7-4) avec des hypothèses prudentes (RBE génériques pour chaque radionucléide, facteurs de concentration à l'équilibre, recommandations d'analogues lorsque des données sont manquantes ..). De manière pragmatique, il s'agit de comparer les quantités pour lesquelles l'exploitant demande une autorisation au critère attribué pour chacun des milieux récepteurs (air, eaux côtières, rivières). Il s'agit du seul exemple d'utilisation de cette valeur de comparaison applicables aux autorisations de rejets de substances radioactives.

Références	Description sommaire	Débits de dose sans effet mGy/j	Niveau de protection
NCRP 1991	Revue bibliographique sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes aquatiques	Organismes-aquatiques : 10	population
AIEA 1992	Proposition de débits de dose en deçà desquels aucun effet n'est attendu pour les populations	Plantes terrestres : 10 Animaux terrestres : 1 Animaux aquatiques : 10	population
UNSCEAR 1996	Revue bibliographique sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains	Plantes terrestres : 10 Animaux terrestres : 1 Animaux aquatiques : 10	Individu le plus exposé d'une population
Sazykina et Kriskev, 1999, 2002	Débits de dose sans effets pour les populations des organismes marins tels que spécifiés	Plantes marines : 2,7 Animaux marins : 0,27	
US DOE 1993, 2002 ORNL,1998	Valeurs de débits de doses benchmarks dans l'étape de screening de la méthode de caractérisation du risque graduée proposée Source NCRP 91, AIEA 92, UNSCEAR 96 Ces valeurs sont utilisées pour dériver par rétro-calcul les concentrations correspondantes dans les milieux (eau, sédiment, sol)	Plantes terrestres : 10 Animaux terrestres 1 Animaux aquatiques 10	Population

Tableau 7-4
Différentes valeurs dites protectrices pour les groupes pseudo-taxonomiques spécifiés. Les usages sont précisés dans la description sommaire.

Références	Description sommaire	Débits de dose sans effet mGy/j	Niveau de protection
Bird et al., 2003	Débits de doses sans effets pour les populations des organismes spécifiées Application en tant que benchmarks dans l'étape de la méthode d'évaluation du risque d'Environnement Canada (1997)	Plantes terrestres : 2,7 Invertébrés terrestres : 5,5 Mammifères terrestres : 2,7 Algues/macrophytes : 2,7 Amphibiens : 2,7 Invertébrés benthiques : 5,5 Poissons : 0,55	Espèce la plus sensible donc toutes les espèces d'un groupe pseudo-taxonomique
Copplestone et al. 2001 Environment Agency and English nature 2002	Valeurs de débit de doses benchmarks dans la méthode d'évaluation de l'impact environnemental associé aux rejets de radionucléides mise en place par l'Agence pour l'Environnement Britannique (England and wales) Source des valeurs : AIEA 1992, précisée au plan des groupes taxonomiques Les benchmarks utilisés dans l'étape 2 de la méthode proposée correspondent à 5% de ces valeurs guides environnementales, par précaution	Plantes terrestres : 10 (Incluant bactéries, lichen, champignons) Animaux terrestres : 1 (Incluant les aquatiques dont le taux d'occupation du milieu terrestre est >50%) Mammifères marins : 1 Autres animaux aquatiques : 10 (Dont amphibiens, oiseaux marins, mammifères d'eau douce, canards) Animaux marins (côtiers) : 10 Organismes marins de pleine mer : 24	Population

7/2/3

Prise en compte du bruit de fond

En règle générale, pour les substances présentes naturellement dans l'environnement mais dont la concentration et la distribution peuvent être modifiées par les activités anthropiques, les concentrations d'exposition utilisées pour la caractérisation du risque sont des concentrations totales (ou doses/débit de dose pour les radionucléides) dans le sens où le risque sera la résultante de l'exposition totale. Cependant, deux processus majeurs peuvent modifier l'**écotoxicité** :

- 1/ les capacités d'adaptation des organismes vivants dans un environnement exposé à la substance ;

- 2/ les différences de disponibilité au transport par l'eau ou l'air (mobilité) et au transfert aux organismes vivants (**biodisponibilité**) des formes physico-chimiques qui peuvent varier en fonction de l'origine de l'élément.

Ces modifications d'écotoxicité peuvent induire une sur-estimation mais aussi une sous-estimation du risque. Souvent, dans le cadre des autorisations de rejets de substances chimiques, la caractérisation du risque est exprimée en termes d'incrément d'exposition. Le RIVM (**RIVM, 2001**) a par exemple développé une approche dite du risque ajouté pour définir le maximum admissible pour une concentration ajoutée d'un polluant donné dans un **compartiment** donné sur la base de la concentration bruit de fond additionnée à la concentration sans effet (**PNEC**). Cette approche diminue les concentrations ajoutées d'autant plus que le bruit de fond est élevé. Un tel screening à partir du bruit de fond peut être appliqué directement aux concentrations d'exposition du site à l'étude (il s'agira alors de déterminer le bruit de fond de référence qui peut être local ou régional).

Pour les radionucléides, l'US DOE (**USDOE, 2002**) établit un tel screening ; d'autres proposent le calcul d'un incrément environnemental par rapport à la ligne de base pour chaque radionucléide (**Amiro 1993**), (**Amiro and Zach 1993**). Cette approche présuppose que les concentrations naturelles des radionucléides sont acceptables et *a priori* non dangereuses. Elle peut être accompagnée d'une détermination statistique de ces valeurs de référence en tenant compte de la variabilité naturelle spatiale, avec une tolérance de un écart-type sur la valeur de l'incrément. L'ORNL (**ORNL, 1998**) et Environnement Canada (**EC, 1997**) l'utilisent en tant que limite basse pour la valeur de comparaison. L'USEPA (**USEPA 2000**) recommande un screening sur la base de données site-spécifique dès l'instant où la valeur de comparaison est inférieure au bruit de fond « générique ».

D'une manière générale, le bruit de fond contribue à la dose totale et donc au risque. Il est indispensable de dresser un inventaire des radionucléides contribuant à ce bruit de fond, puis contribuant à la dose totale. A titre d'information, le débit de dose total lié aux radionucléides d'origine naturelle pour les grands vertébrés terrestres est de l'ordre $3\mu\text{Gy/j}$. Pour les organismes aquatiques, il est de l'ordre de $0,14\mu\text{Gy/j}$.

Une autre approche, utilisée par l'US DOE et différents Etats (New Mexico Environment Department) revient à réaliser un screening des concentrations maximales du site à évaluer par rapport aux

Le bruit de fond contribue à la dose totale et donc au risque. Il est indispensable de dresser un inventaire des radionucléides contribuant à ce bruit de fond, puis contribuant à la dose totale.

La CIPR 91 propose le développement de niveaux de préoccupation à considérer pour la gestion du risque à partir des organismes de référence de la flore et de la faune, avec une référence explicite aux débits de dose issus du bruit de fond.

concentrations représentatives du bruit de fond (Meyers-Schöne, Fischer et al. 2003). Les radionucléides qui restent à des concentrations inférieures au bruit de fond ne sont pas pris en compte dans l'évaluation du risque. Pour certaines installations du Savannah River Site, les concentrations sont comparées à deux fois le bruit de fond moyen, incluant les radionucléides d'origine naturelle et anthropique.

La CIPR 91 (ICRP 2003) propose le développement de niveaux de préoccupation à considérer pour la gestion du risque à partir des organismes de référence de la flore et de la faune, avec une référence explicite aux débits de dose provenant du bruit de fond. L'idée est de guider les décisions en matière d'actions à entreprendre en mettant en correspondance les données relatives aux effets biologiques à différents niveaux exprimés en ordres de grandeur par rapport au bruit de fond naturel sous la forme de ces « Derived Consideration Level » (Pentreath and Woodhead 2001), (Pentreath 2003). Un exemple est donné dans le Tableau 7-5. L'une des idées majeures est de pouvoir renvoyer sur le niveau de préoccupation adéquat d'une part à partir des jeux de données estimées sur la base de l'homme de référence ou de données complémentaires, d'autre part, sur les données issues des organismes de la flore et de la faune de référence (également primaire et secondaire) (Figure 5-2).

Débit de dose	Effets probables sur les individus	Actions de gestion envisagées
> 1000 fois le bruit de fond	Mortalité précoce	Considérer les actions possibles de rémédiation
> 100 fois le bruit de fond	Capacité de reproduction affectée	Action dépendant du nombre d'espèces de la faune et de la flore affectées
> 10 fois le bruit de fond	Domages à l'ADN mesurables	Action dépendante du type de faune affectée
Bruit de fond		Pas d'action
< Bruit de fond		Pas d'action

Tableau 7-5
Niveaux de considération pour un organisme de référence dans le cadre d'une évaluation s'appuyant sur une comparaison avec le niveau de bruit de fond (d'après Pentreath, 2002)

7/3

Spécificités des radionucléides et conclusion

Toutes les méthodes présentées pour déterminer et utiliser des valeurs de comparaison pour caractériser un risque (valeurs benchmarks) pour les substances chimiques, sont applicables aux

radionucléides. La nécessité de cohérence entre les deux systèmes suggère d'adopter les caractéristiques communes suivantes :

- le caractère générique (par opposition à site-spécifique) des valeurs de comparaison dérivées pour être utilisées lors de l'étape de screening d'une approche de l'évaluation du risque graduée ;
- la flexibilité des techniques utilisées pour ces valeurs benchmarks, l'étude comparée de l'approche du RIVM et du TGD fait globalement ressortir l'ordre de préférence suivant : SSD>Facteurs d'extrapolation>Partition à l'équilibre ;
- la protection de 95% des espèces constituant l'écosystème ou la communauté (si l'approche statistique est conduite pour un groupe taxonomique donné) ;
- la protection contre les effets sublétaux pouvant avoir un impact à l'échelle des populations sur le long terme (tests d'écotoxicité chronique sur la reproduction, croissance préférée).

Résumé

Afin de caractériser la relation exposition-réponse (dose-effet) il est nécessaire de déterminer des critères de protection, les valeurs benchmark, représentatives de conditions qui ne provoqueront aucun effet et/ou correspondront à un risque acceptable sur l'environnement. Elles sont déduites de résultats d'études de données primaires d'écotoxicité effectuées en laboratoire. Diverses méthodes existent pour dériver les valeurs benchmark selon un schéma comportant quatre phases : la collecte des données d'écotoxicité et l'attribution d'un facteur de qualité ; la sélection des données d'écotoxicité les plus pertinentes puis l'extrapolation de ces données pour déterminer la valeur recherchée. L'approche RIVM détermine trois concentrations représentant chacune un degré de protection de l'écosystème : les concentrations négligeable (sans effet), permise (95 % de l'espèce est protégée) et à risque sérieux (50% de l'espèce est affectée). Les approches entre les méthodes RTVM et TGD pour les substances chimiques pour dériver et utiliser les valeurs benchmark sont similaires. Elles sont toutes applicables pour les radionucléides pour lesquels les spécificités sont décrites dans ce chapitre.

8/ Evaluation du risque

//surveillance radiologique et surveillance écologique

Si l'évaluation *a priori* est indispensable pour quantifier le risque pour un écosystème et une substance donnée, il reste à vérifier *a posteriori* la pertinence de l'évaluation. La surveillance de l'environnement est donc indispensable compte tenu des incertitudes liées au contexte de multi-pollution et à la complexité des différents niveaux biologiques et écologiques où les effets sont susceptibles de s'exprimer. Après être revenu sur les différentes informations et données nécessaires pour conduire une évaluation du risque, ce chapitre s'attache à exposer brièvement les raisons liées à la mise en place d'un système de surveillance écologique dans la perspective de la validation d'une évaluation du risque.

Surveillance radiologique et surveillance écologique constituent les bases d'une surveillance environnementale dont l'objectif est d'évaluer le risque environnemental.

8/1

Données requises pour le cadre de l'évaluation et de la gestion du risque environnemental

L'évaluation et la gestion du risque environnemental associé à la présence de substances (radioactives ou non) nécessitent le recours à des données. Celles-ci sont de trois natures :

- les données physico-chimiques qui permettent de caractériser les perturbations par leurs causes (détection de la présence

d'éléments polluants) ou leurs effets (modifications de paramètres du milieu) ;

- les données écologiques qui visent à caractériser les perturbations par leurs effets aux différents niveaux d'organisation de l'écosystème ;
- les données d'effets biologiques (ou de toxicité), généralement acquises en laboratoire, qui correspondent à des données de base pour des valeurs benchmarks (voir paragraphe 7/1/2).

Alors que les données physico-chimiques et écologiques sont utilisées pour le cadre d'une évaluation *a posteriori* du risque, celles relatives aux effets sont le plus généralement utilisées pour des évaluations *a priori*. La Figure 8-1 schématise de façon plus complète les interactions entre ces trois ensembles de données pour la démarche d'évaluation du risque. La question de l'acquisition des données d'effets (bioessais) ayant été abordée dans les chapitres précédents, la suite du chapitre se focalise sur les données physico-chimiques et les données écologiques qui constituent les informations de base pour définir un programme de surveillance environnementale à la suite (ou en parallèle) d'une évaluation de risque.

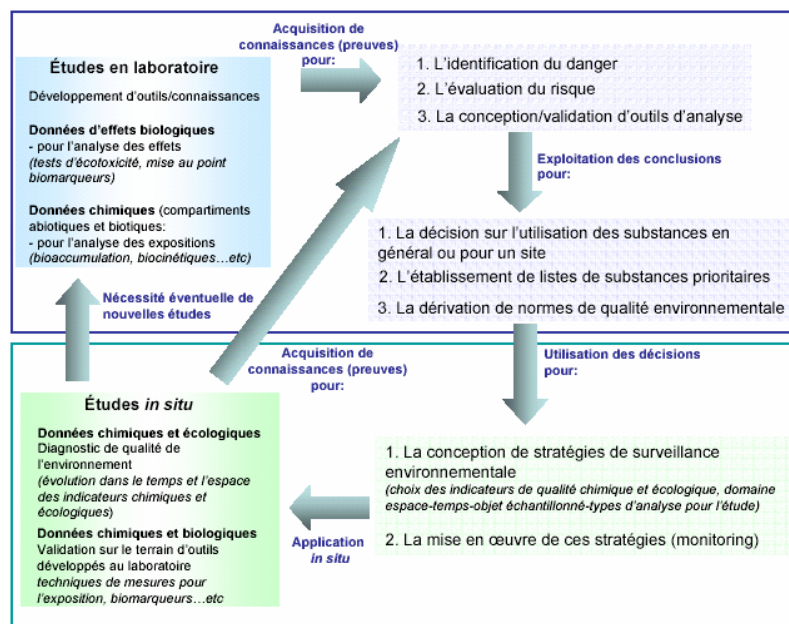


Figure 8-1
Positionnement dans l'évaluation et la gestion du risque, et utilisation des trois principales catégories de données (ou indicateurs) – données chimiques, données d'effets biologiques et données écologiques.

A l'heure actuelle, les stratégies de surveillance de l'environnement mises en place pour évaluer « l'impact » des radionucléides sur l'environnement, consistent à échantillonner les principaux **compartiments** des écosystèmes aquatiques et agricoles, plus rarement du milieu naturel agricole, afin d'en déterminer les niveaux de radioactivité. Cette surveillance de nature radiologique poursuit deux objectifs :

- détecter la présence des radionucléides dès leur apparition dans l'environnement sous forme de traces. Cela se fait en particulier par utilisation de bioindicateurs ;
- évaluer l'exposition humaine via l'environnement (suivi des chaînes alimentaires humaines).

Ce type de surveillance est clairement une surveillance des expositions. Elle est adaptée pour apprécier le marquage de l'environnement. Par contre, elle ne permet pas d'évaluer un éventuel effet des radionucléides sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Les techniques permettant de détecter de tels effets constituent la surveillance écologique (ou surveillance des effets). Cette dernière, combinée à la surveillance radiologique (surveillance des expositions) permet d'établir des relations entre les éventuels effets observés et l'exposition. Surveillance radiologique et surveillance écologique constituent ainsi les bases d'une surveillance environnementale dont l'objectif est d'évaluer le risque environnemental.

8/2

Objectif et principes de la surveillance écologique

L'objectif de la surveillance écologique est de détecter *in situ* les effets des polluants au niveau des populations, des **communautés** et des écosystèmes. Cette surveillance peut être effectuée soit *a posteriori* dans le cas de l'évaluation du risque pour un site contaminé soit *a priori* pour décrire les écosystèmes potentiellement récepteurs dans le cas d'une évaluation prospective du risque environnemental.

La stratégie à mettre en œuvre pour élaborer un système de surveillance écologique n'est en aucun cas spécifique d'un stresser,

elle est donc indépendante des caractéristiques des polluants. En particulier, il n'existe pas de spécificités des radionucléides, en termes d'effets sur les écosystèmes. En cas d'apparition d'effets à un niveau quelconque d'organisation biologique, toute la difficulté consiste à établir une relation univoque entre la présence d'un polluant/stresseur dans le milieu et les effets observés. La présence simultanée de multiples stressseurs, anthropiques ou non, rend cette analyse particulièrement difficile.

Sur la base des pratiques dans le domaine des substances chimiques (Suter et al., 2000), (ASTM, 1999), les principales étapes de mise en œuvre d'une surveillance écologique autour d'un site rejetant des polluants (radioactifs ou non) sont résumées sur la Figure 8-2.

A l'heure actuelle, la surveillance de l'environnement autour des sites rejetant des substances radioactives correspond principalement à une surveillance radiologique qui vise à apprécier les niveaux de radioactivité dans les différentes composantes de l'environnement participant à la contamination de la chaîne alimentaire ou à apprécier l'évolution dans le temps et l'espace des rejets par des mesures régulières sur des bioindicateurs.

La mise en place d'un système d'évaluation du risque environnemental pour les radionucléides nécessite de développer des stratégies de surveillance écologique destinées à obtenir en complément des données de la surveillance radiologique (qui doit être adaptée à l'objectif de protection de l'environnement en complément de celui de protection de l'homme), des données permettant de vérifier la pertinence de l'évaluation.

Dans la mesure où la surveillance écologique s'intéresse à l'étude des effets sur les écosystèmes, ces stratégies ne sont pas différentes de celles utilisées pour d'autres stressseurs comme par exemple les substances chimiques ou un stressseur physique tel que la température.

Du fait de la présence de stressseurs multiples dans l'environnement, l'étape la plus difficile de la surveillance écologique est d'établir le cas échéant, une causalité entre la mise en évidence d'un effet et la présence d'un polluant spécifique.

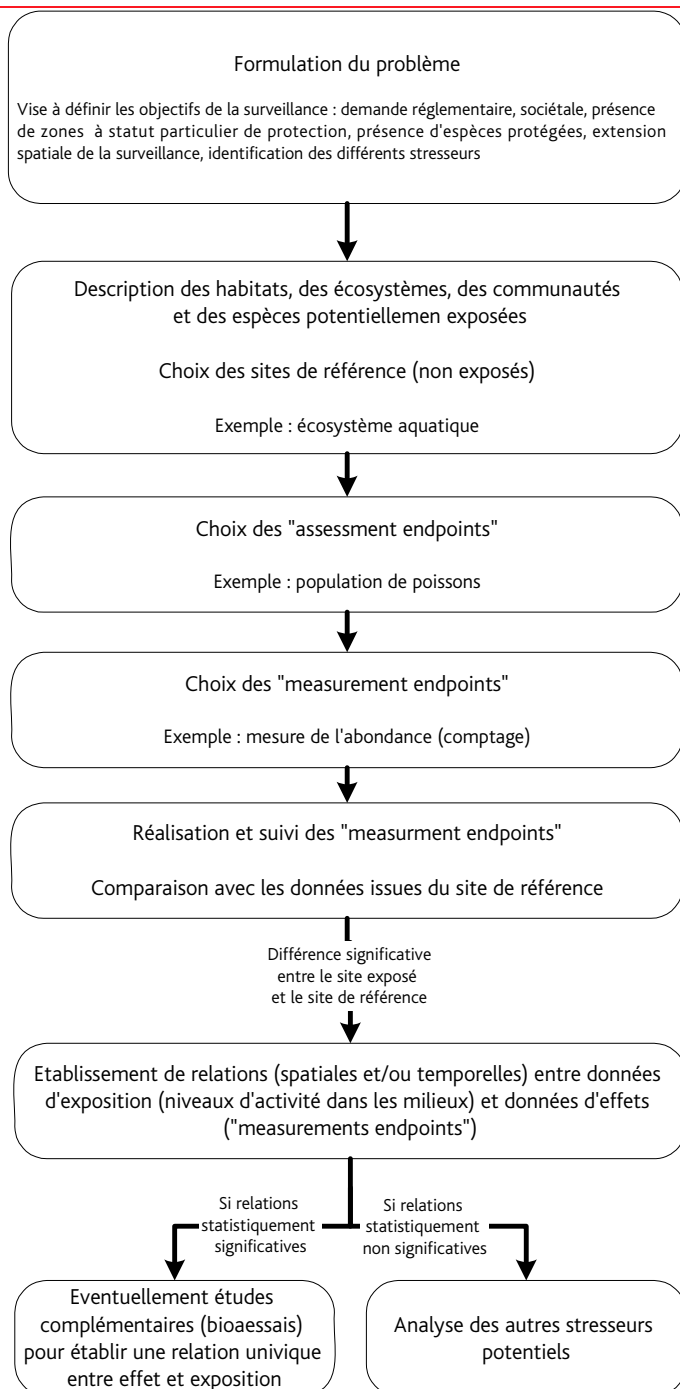


Figure 8-2
Principales étapes de mise en œuvre d'une surveillance écologique.

Résumé

Les données requises dans le cadre de l'évaluation et de la gestion du risque environnemental nécessitent des données physico-chimiques, écologiques et d'effets biologiques. La surveillance environnementale allie la surveillance radiologique qui consiste à évaluer le marquage dans l'environnement à la surveillance écologique qui mesure l'impact toxicologique sur cet environnement. Dans le cadre d'une multi pollution, la difficulté résultera dans la démonstration de la corrélation entre un effet détecté et le polluant rejeté.

9/

Conclusions

L'état de l'art présenté dans ce document montre la faisabilité de l'adaptation de méthodes pour l'évaluation du risque aux écosystèmes associé à la présence ou au rejet de substances radioactives dans l'environnement. Le projet européen ERICA en fait actuellement la démonstration par la publication d'une première approche graduée et sa mise en œuvre pour divers cas d'études.

Cette phase de conception doit évidemment s'enrichir du retour d'expérience de l'application à des cas d'études réels variés. Elle doit également être poursuivie par :

- la conception et le développement de méthodes d'évaluation comparative du risque pour les écosystèmes quel que soit le stresser considéré (substances chimiques et radioactives en particulier),
- une réflexion sur l'utilisation possible des informations qui proviendraient de la surveillance écologique *in situ* pour une intégration en tant que « preuves » dans une démarche d'évaluation du risque « multistresseurs » aux écosystèmes.

Pour toute situation réelle, ces méthodes permettront de démontrer que les rejets de radionucléides dans l'environnement sont associées (ou non) à un risque environnemental acceptable pour l'objet et le niveau de protection sélectionnés. La structure et le fonctionnement de l'écosystème récepteur constituent par défaut (ex. sans spécifications particulières), les objets et le niveau écologique de la protection. Ceux-ci peuvent varier en fonction du problème (l'individu et sa capacité reproductive peuvent par exemple être le niveau et l'objet de la protection respectivement).

Dans ce cadre général, divers outils sont déjà développés par l'IRSN ou sont en cours de développement pour accompagner l'application d'une méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides :

- Le code de calcul EDEN permettant les calculs dosimétriques nécessaires pour l'analyse de l'exposition des organismes vivants aux radionucléides (Beaugelin-Seiller et al., 2005) ;
- la plate-forme SYMBIOSE qui permettra d'accueillir les modèles de transferts et des bases de données de paramètres associés (Gonze et al., 2002) ;
- la base de données FRED exploitée par l'IRSN pour produire des relations dose-effets utiles à la détermination de données d'écotoxicité critique pour les radionucléides (Garnier-Laplace et al., 2005).

Cette synthèse met aussi en évidence des lacunes de connaissances majeures, essentiellement dans le domaine des effets biologiques induits en cas d'exposition chronique à faibles doses, dans des situations complexes de multi-pollution.

D'un point de vue pratique, la détermination de critères de protection des écosystèmes nécessite donc aujourd'hui un certain nombre d'extrapolations clefs. Les manques de connaissances sur les effets des radionucléides sur les écosystèmes, les extrapolations nécessaires pour les utiliser à des fins de critères de protection et les travaux de R&D qui pourraient être initiés pour contribuer à leur résolution à moyen terme sont présentés dans le Tableau 9-1. Certains sont examinés dans le cadre de ERICA, d'autres dans le cadre du programme ENVIRHOM.

Enfin, sur un aspect plus fondamental, des recherches sont initiées pour comprendre certains mécanismes d'actions qui sont essentiels dans le cadre du développement de modèles d'extrapolation afin de les rendre plus robustes ou encore les comportements biogéochimique et biologique d'éléments insuffisamment connus dans un contexte particulier. Ces aspects ont essentiellement été abordés dans le cadre d'ENVIRHOM pour l'uranium et le sélénium.

Connaissances manquantes sur les effets	Extrapolation nécessaire	Recherches suggérées
Données d'écotoxicité chronique à faibles doses pour divers groupes taxonomiques	Aigu ->chronique	Analyse de la modification de la distribution statistique de la radiosensibilité depuis des conditions d'exposition aiguë vers des conditions d'exposition chronique 1
Effets lors d'irradiations internes par des émetteurs alpha ou bêta	Externe->interne	Analyse de la distribution statistique des RBE disponibles dans la littérature ; expériences en milieu contrôlé et modélisation 1
Effets lors d'expositions chroniques à un mélange de radionucléides et de toxiques chimiques	D'un stressor unique à un contexte de multipollution	Modélisation des effets de mélanges nécessitant la mise en œuvre d'expériences de laboratoire 2
Effets à l'échelle d'une population	Individu->population	Modélisation (dynamique des populations) à partir d'effets sur les traits de vie à l'échelle de l'individu 1
Données d'écotoxicité chronique pour divers groupes taxonomiques et effets à l'échelle de l'écosystème	Entre espèces De la structure au fonctionnement de l'écosystème	Mise en œuvre de SSD pondérées par groupe trophique pour simuler l'assemblage des espèces au sein d'un écosystème Modélisation d'interactions entre espèces
Données d'écotoxicité adaptées aux échelles de temps longues	Des effets sur une génération aux effets multigénérationnels	Modélisation des réponses adaptatives de populations soumises à une exposition chronique, nécessitant la mise en œuvre d'expériences de laboratoire 2

Tableau 9-1

Connaissances manquantes sur les effets biologiques des radionucléides, extrapolations nécessaires correspondantes et R&D suggérés à moyen terme pour des critères de protection des écosystèmes.

1

R&D partiellement initiés dans le cadre du programme ERICA.

2

R&D partiellement initiés dans le cadre du programme ENVIRHOM de l'IRSN.

10/ Références

- Adam C. (2004), *Genotoxic effects of radionuclides on aquatic organisms. State of the art and critical review of existing methods*, Report DEI/SECURE 2004-022. Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, Cadarache, 41 p.
- Amiro, B.D. (1997), *Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-Human Biota Used for Screening Potential Ecological Impacts*, J. Environ. Radioactivity, 35 (1) 37-51.
- Amiro, B. D. (1993), *Protection of the environment from nuclear fuel waste radionuclides: a framework using environmental increments*, The Science of The Total Environment 128(2-3), 157-189.
- Amiro, B. D. and R. Zach (1993), *A method to assess environmental acceptability of releases of radionuclides from nuclear facilities*, *Environment International*, 19(4), 341-358.
- ASTM (1999), *Standard Guide for selecting and using ecological endpoints for contaminated sites, Designation, E 1848-96*, ASTM standards on biological effects and environmental fate, 2nd edition, Baltimore.
- ASTM (1999), *Biological effects and environmental fate*, 2nd edition, Baltimore, American Society for Testing and Materials.
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Gariel, J. C. and Jasserand, F. (2005), *E.D.E.N. : a tool for the estimation of dose coefficient equivalents for non-human biota*, Radioprotection, Congrès ECORAD 2004, Aix en Provence 6-9 septembre 2004, sous presse.
- Beaugelin-Seiller K., Jasserand F., Garnier-Laplace J. and Gariel J.C. (2005), *Modelling the radiological dose in non-human species : Principles, computerization and application*, Accepted for publication in Health Physics.
- Bodar, C. W. M., F. Berthault, et al. (2003), *Evaluation of EU risk assessments existing chemicals (EC Regulation 793/93)*, *Chemosphere* 53(8), 1039-1047.

- Berger M.J. (1968), *Energy deposition in Water by Photons from Point Isotropic Sources*, J.Nucl.Med. 9 (1), 15-25.
- Berger M.J. (1971), *Distribution of Absorbed Doses around Point Sources of Electrons and Beta Particles in Water and Other Media*, J.Nucl.Med. 12 (5), 5-23.
- Bird, G., P. Thompson, MacDonald, CR, Sheppard, SC (2002), *Assessment of the impact of radionuclide releases from Canadian nuclear facilities on non-human biota*, SPEIR 3, Darwin, Australia.
- Bourrelrier, P.H., Berthelin, J. (1998), *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*, Lavoisier, TEC & DOC, Londres, Paris, New-York.
- Copplestone D., M.E. Toal, M.S. Johnson, D. Jackson and S.R. Jones, (2000), *Environmental effects of radionuclides – Observations on natural ecosystems*, J. Radiol. Prot., 20, 29-40.
- Copplestone D., S. Bielby, SR Jones, D. Patton, P. Daniel and I. Gize, (2001), *Impact assessment of ionising radiation on wildlife*, R&D publication 128, UK Environment Agency, Bristol, 222p.
- CIPR (1975), *Report of the Task Group on Reference Man*, ICRP Publication n°23, Pergamon Press, Londres.
- CIPR (1983), *Radionuclide transformations, Energy and Intensity of emissions*, Annals of the ICRP, ICRP publication 38, Pergamon Press, Oxford, New York, Frankfurt.
- CIPR (1991), *Recommendations of the International Commission on Radiobiological Protection*, ICRP Publication n°60, Annals of the ICRP 21, 1-3.
- CIPR (2003), *A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-Human Species*, ICRP publication 91, Annals of the ICRP, 33 (3) 201-270.
- CIPR (Draft 2005), *The concept and Use of Reference Animals and Plants for the purposes of Environmental Protection*, Valentin (Eds), 02/72/05, Draft for consultation.
- CCME (1991), *A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life*, Canadian Water Quality Guidelines, Appendix IX, Canadian Council of Ministers of the Environment, Manitoba, Canada.
- CCME (1995), *Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Manitoba, Canada.
- CCME (1996), *A Protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines*, Canadian Council of Ministers of the Environment, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, CCME-EPC-101E, Canadian Council of Ministers of the Environment, Manitoba, Canada.
- CCME (1998), *Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota*, Canadian Council of Ministers of the Environment, Water Quality Guidelines Task Group.

- CSTEE – Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (2000), *The available scientific approaches to assess the potential effects and risk of chemicals on terrestrial ecosystems*, Rapport C2/JCD/csteeop/Ter91100/D(0), European Commission, Directorate General Health and Consumer Protection, Bruxelles.
- DOE (2002), *A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota*, Module 3: methods derivation, DOE-STD-1153-2002, 58p. (disponible sur <http://homer.ornl.gov/oepa/public/BDAC/manual2.html>)
- Duboudin, C., Ciffroy, P. and Magaud, H. (2004), *Effects of data manipulation and statistical methods on species sensitivity distributions*, Environmental Toxicology and Chemistry, **23**, 489-499.
- Durda, J. L. and Preziosi, D. V. (2000), *Data Quality Evaluation of Toxicological Studies Used to Derive Ecotoxicological Benchmark*, Human and Ecological Risk Assessment, **6**, 747-765.
- EC, (1996), *Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission regulation, N° 1488/94 on risk assessment for existing substances – Part II*, European Commission report.
- EC working document, (2000), *Protection of the environment from ionising radiation. The development of a European Commission policy for a developing field*, Paper presented at the second specialist meeting, AIEA, Vienne, August 2000.
- EC (2002), *EURATOM research and training programme on nuclear energy (2002-2006)*, Work Programme.
- EC (2003), *Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances*, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, Part II, Luxembourg, Office for Official Publication of the European Communities.
- Environment Agency (2001), *Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife*, R&D Publication 128, 222 p., Environment Agency, Bristol, UK.
- Environment Agency and Nature, E. (2002), *Habitats directive: work instruction (Appendix 8) Functional guidance on applying the habitats regulations to radioactive substances authorizations*, Number 29-02, V.1, issued 14/02/02, Bristol, UK.
- Environment Agency (2003a), *Ecological Risk Assessment*, EA, Bristol, UK.
- Environment Agency (2003b), *Habitats regulations for stage 3 assessments: radioactive substances authorisations*, R&D Technical Report P3-101/SP1a, EA, Bristol, UK.
- Environment Canada (1997), *Environmental assessments of the priority substances under the Canadian environmental protection act. Guidance manual*, version 1.0. EPS 2/CC/3E., Chemicals Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch, Environment Canada.

- Environnement Canada (1997), *Evaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi Canadienne sur la protection de l'environnement*, Rapport N° SPE/2/CC/3F, Division de l'environnement chimique.
- Environnement Canada (2000), *Priority substances list : Assessment report. Releases of radionuclides from nuclear facilities (impact on non-human biota)*, Draft report for public comments, 106p.
- Environment Canada (2001), *Environment Canada/Health Canada, Priority Substance List Assessment Report; Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities (Impact on Non-Human Biota)*, Canadian Environmental Protection Act, 1999, Draft for public comments. p.
- EPA – Environmental Protection Agency, US (1993), *Wildlife Exposure Factors Handbook*, EPA/600/R-93/187, volumes I et II, EPA, Washington, USA.
- ERICA (2004), *Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management*, Technical annex.
- ERICA (2005a), *Ecological risk Characterisation: An interim method for the ERICA Integrated Approach*, Deliverable 4a (Contract N°FI6R-CT-2003-508847), April 2005.
- ERICA (2005b), *Overview of Ecological risk Characterisation Methodologies*, Deliverable 4b (Contract N°FI6R-CT-2003-508847), April 2005.
- ERICA (2005c), Minutes MIN-N°03 on the Third ERICA workshop, 8-10 March 2005, Chester, UK, Contract N°FI6R-CT-2003-508847)
- ERICA (2005d), *Briefing notes on the First Generic EUG event : Ecological Risk Assessment: Criteria and Standards*, 24 – 27 April 2005, Freising, Germany (Contract N°FI6R-CT-2003-508847).
- ERICA (2005e) – *The second thematic EUG event. Part 1 : Ionising radiation and other contaminants and Part 2 : Contribution to deliverable D-4 Risk Characterisation.*
- European Commission. (2001), *White Paper Strategy for a Future Chemicals Policy*, European Commission, COM (2001) 88- C5- 0258/2001, Brussels, Belgium.
- FASSET (2001), *Identification of candidate reference organisms from a radiation exposure pathways perspective*, D1 (disponible sur <http://www.ERICA-project.org/> , onglet FASSET project, page consultée le 20 septembre 2004).
- FASSET (2003), *Dosimetric models and data for assessing radiation exposures to biota*, Deliverable 3, 103p. (disponible sur <http://www.fasset.org/> ou <http://www.ERICA-project.org/>)
- FASSET (2004), *Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European ecosystems*, Deliverable 6, Euratom, Contract N°FIGE-CT-2000-00102.

- Forbes, V. E. and Calow, P. (2002) *Species Sensitivity Distributions Revisited: A Critical Appraisal*, Human and Ecological Risk Assessment, **8**, 473-492.
- Garnier-Laplace, J., Adam C., et al. (2004a), *Effects of radionuclides on non-human biota and natural ecosystems: knowledge gaps on chronic internal exposure to alpha or beta emitters appear among the most critical*, IRPA11, Madrid.
- Garnier-Laplace, J., Gilek M., et al. (2004b), *Assessing ecological effects of radionuclides: data gaps and extrapolation issues*, J. Radiol. Prot. FASSET special issue, in press.
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Gilbin, R., Copplestone, D., Beaugelin, K. and Ciffroy, P. (2005), *Applying Species Sensitivity Distributions To Derive Protection Threshold For Aquatic Ecosystems Exposed To Ionising Radiations*, In: Setac Europe 15th meeting, 22-26 may 2005.Lille, France.
- Garrec J.P., Van Haluwyn C. (2002), *Biosurveillance végétale de la qualité de l'air – Concepts, méthodes et applications*, Editions Tec & Doc, Lavoisier, Paris
- Gonze, M. A., Garcia-sanchez, L., Murlon, C. and Poyer, P. (2002), *SYMBIOSE: a modelling and simulation platform for environmental risk assessment*, In: SPEIR 3(Ed, IAEA) 22-26 July 2002, Darwin, Australia, pp. 266-277.
- Griffiths, M. (2002), *The European Water Framework Directive: An approach to integrated river basin management*, Official Publication of the European Water Association. 15 p.
- Higley, K.A., Domotor, S., Antonio, J. and Kocher, D. (2003), *Derivation of a screening methodology for evaluating radiation dose to aquatic and terrestrial biota*, Journal of Environmental Radioactivity 66, 41-59.
- Holm, L.E. (2004), *ICRP and Radiation Protection of Non-Human Species*, 11ème congrès de l'IRPA, 23-28 mai 2004, Madrid, Espagne.
- Holford, RM (1989), *Supplement to dose conversion factors for air, water, soil and building materials*, Atomic Energy of Canada Ltd, rapport AECL-9825-1, Chalk River, ON, Canada.
- IAEA (1992), *Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current protection standard*, AIEA Technical Report N°332.
- IAEA (1999), *Protection of the environment from the effects of ionizing radiation, a report for discussion*, IAEA-TEchDoc-1091, 55p.
- IAEA (2002), *Ethical considerations in Protecting the environment from the effects of ionising radiation*, IAEA-TECDOC-1270 – IAEA, Vienna (2002)
- IAEA (2003), *A practical approach for protection of environment from the effects of ionising radiation : a report for discussion*. Division of Radiation and Waste Safety, Vienna, Austria
- IRCP (2005), *The concept and use of reference animals and plants for the purpose of environmental protection*, Draft for discussion, J. Valenton Editors, pp.46

- Jones, D., Domotor, S., Higley, K., Kocher, D. and Bilyard, G. (2003), *Principles and issues in radiological ecological risk assessment*, Journal of Environmental Radioactivity 66 (1-2), 19-39.
- Jones, D. S. (2000), *Radiological benchmarks for effects on aquatic biota at the Oak Ridge reservation*, Human and Ecological Risk Assessment 6 (5), 789-807.
- Kocher, D.C. (1981), *Radioactive Decay Data Tables – A Handbook of Decay Data for Application to Radiation Dosimetry and Radiological Assessments*, Rapport DOE/TIC-11026, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.
- Kocher, D. C. and Trabalka J. R. (2000), *On the application of a radiation weighting factor for alpha particles in protection of non-human biota*. Health Phys 79, 407-411.
- Meyers-Schöne, L., N. Fischer, et al. (2003), *Consideration of background radiation in ecological risk assessments*, Hum. Ecol. Risk Assess. 9(7), 1633-1638.
- Moiseenko, V. V., A. J. Waker, et al. (2001), *Calculation of radiation-induced DNA damage from photons and tritium beta-particles Part II: Tritium RBE and damage complexity*, Radiation and Environmental Biophysics 40, 33-38.
- NCRP, National Council on Radiation Protection and Measurement (1991), *Effects of ionising radiation on aquatic organisms*, Report No. 109. National Council on Radiation Protection and Measurement.
- NRC (1996), *Understanding risk, informing decisions in a democratic society*, Washington, DC, National Academy Press.
- OECD-NEA (2000), *A critical review of the system of radiation protection*, Committee on radiation protection and public health OECD-NEA, Paris, France.
- OECD-NEA (2002), *Radiological protection of environment, The path toward a new policy*, NEA Forum, Taormina, Italy, Workshop proceedings, 248 p.
- OECD-NEA (2003), *Radiological Protection of environment*, Paris, France, Summary report of the issues, 36 p.
- ORNL (1998), *Oak Ridge National Laboratory, Radiological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on aquatic biota at Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee*, Oak Ridge National Laboratory, Report to USDOE, Office of Environmental Management, ORNL, BJC/OR-80.
- OSPAR (1998), *OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*, Ministerial meeting of the OSPAR Commission, Sintra, 22-23 July 1998.
- Oughton, D., Zinger, I. and Bay, I. (2004), *The Second Thematic EUG Event. Part 1: Ionising Radiation and other Contaminants and Part 2: Contribution to Deliverable D4 on Risk Characterisation*.
- Pennington, D. W. (2003), *Extrapolating ecotoxicological measures from small data sets*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 56, 238-250.
- Pentreath, R. (2002), *Radiation protection of people and the environment : developing a common approach*. J. Radiol. Prot., 22, 45-56.

- Pentreath, R. (2003), *Evaluating the effects of ionising radiation upon the environment*, Protection of the Environment from Ionising Radiation, Proceedings from the 3rd International Symposium, (SPEIR3), Darwin, Australia.
- Pentreath, R. J. and Woodhead D. S. (2001), *A system for protecting the environment from ionising radiation: selecting reference fauna and flora, and the possible dose models and environmental geometries that could be applied to them*, The Science of The Total Environment 277(1-3): 33-43.
- Posthuma, L., Traas, T. and Suter, G. (2002), *General Introduction and history of SSDs. In species Sensitivity Distributions in ecotoxicology*, Posthuma Ed., L., Traas, T. and Suter, G.) Lewis, Boca Raton, London, New York, Washington DC, pp. 3-36.
- Pradines, C. (2004), *Stress oxydant: état de l'art et techniques d'analyse. Examen critique de l'application au cas des radionucléides*. Rapport DEI/SECRE 2004-011. Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Cadarache, 50 p.
- Ramade F. (1993), *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*, Ediscience International, Paris.
- Ramade, F (2000), *Dictionnaire encyclopédique des pollutions*, Ediscience international, Paris.
- RIVM (2001), *Guidance document on deriving environmental risk limits*, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM, 601501012. p.
- Sazykina, T.G. and Kryshev, I.I. (1999), *Radiation protection of natural ecosystems: Primary and secondary dose limits to biota*, In: Proceedings of the International Symposium on Radioactive Waste Disposal: Health and Environmental Criteria and Standards,, August 1998, Stockholm, Sweden.
- Sazykina, T.G. and Kryshev, I.I. (2002), *Methodology for radioecological assessment of radionuclides permissible levels in seas - protection of humans and biota*, Radioprotection - Colloques 37, 899-902.
- Sergeant, A. (2002) Ecological risk assessment: history and fundamentals. In *Human and Ecological Risk Assessment: theory and practice*(Ed, Paustenbach, D.) John Wiley & Sons, Inc., New-York, pp. 369-442.
- Strand, P. et Larsson CM (2001), *Delivering a Framework for the protection of the environment from ionizing radiation*, In: Radioactive Pollutants impacts on the Environment, EDP Sciences, Les Ulis.
- Suter, G. (1993), *Ecological risk assessment*, Lewis, Boca Raton, FL.
- Suter, G. (1996), *Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on freshwater biota*, Environ. Toxicol. Chem. 15 : 1232-1241.
- Suter, G., Efrogmson, R., Sample, B. and Jones, D. (2000), *Ecological risk assessment for contaminated sites*, Lewis publishers, Boca Raton, London, New York, Washington DC. 438 p.
- Swartz, M. (1999), *Consensus sediment quality guidelines fo polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures*, Environ. Toxicol. Chem, **18**, 780-787.

- Trivedi, A. and Gentner N. E. (2000), *Ecodosimetry Weighting Factor (eR) for Non-Human Biota*, Health, Chemistry & Environment Division, AECL, T-1-5, P-2a-114 (Chalk River, Ontario, Canada).
- UIR – Union Internationale des Radioécologistes (2000), *Dose and Effects in Non-Human Systems*, Summary of the work of the action group of IUR. Document de travail, Oesteraas.
- UNSCEAR (1996), *Source and effects of ionizing radiation*, Report to the General Assembly with scientific Annex. United Nations, New York, USA.
- US-DOE, United States Department of Energy (1993), *Radiation Protection of the Public and the Environment*, DOE Order 5400.5; February 8, 1990 (change 2: 1/7/93).
- US-DOE (2002), *A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota*, Rapport DOE-STD-1153-2002, US Department Of Energy, Washington, USA. (disponible sur <http://www.eh.doe.gov/techstds/standard/std1153/1153.htm>)
- USEPA (1998), *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, EPA/630/R-95/002F, US EPA, Washington DC, USA.
- USEPA (2000), *Ecological soil screening level guidance (Eco-SSL)*, Office of Emergency and remedial response, Washington, DC, USA.
- United Nations (1992a), *United Nations Conference on Environment and Development*, Rio, Declaration on Environment and Development.
- United Nations (1992b), *United Nations Conference on Environment and Development*, Rio, Convention on Biological Diversity.
- Van Leeuwen, C. J., Bro-Rasmussen F. et al. (1996), *Risk assessment and management of new and existing chemicals*, Environmental Toxicology and Pharmacology 2(4): 243-299.
- Wheeler, J. R., Grist, E. P. M., Leung, K. M. Y., Morrirt, D. and Crane, M. (2002), *Species sensitivity distributions: data and model choice*, Marine Pollution Bulletin, **45**, 192-202.
- Williams, P. R. D. and Paustenbach D. J. (2002), *Risk characterization: Principles and practice. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*, 5(4) : 337-406

11/ Glossaire et abréviations



Selon (Ramade 1993), (Ramade, 2000), (Bourrelier et al., 1998)

Abiotique : Désigne, dans une entité écologique, ce qui est de nature strictement physico-chimique.

Absorption : Phénomène par lequel une substance pénètre à l'intérieur d'un matériau ou d'un organisme vivant.

Activité : Nombre de désintégrations nucléaires spontanées produites par seconde par un radionucléide. L'unité d'activité est le Becquerel.

AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique, www.iaea.org.

AEN : Agence pour l'Energie Nucléaire, www.nea.fr

Aiguë : Se dit d'une exposition reçue pendant une période de temps courte. Opposé à chronique.

BCG : Biota Concentration Guide (se rapporte à la démarche préconisée par le DOE).

Becquerel : L'unité d'activité est le Becquerel (Bq) qui correspond à 1 désintégration par seconde d'une substance radioactive.

Benchmark ou valeur de comparaison: Concentration ou dose supposée sans effet pour tout ou partie de l'écosystème selon une méthode tracée fondée sur les données d'écotoxicité provenant de l'exploitation de relations de type concentration (ou dose)-effets. Cette valeur sert à caractériser un risque par comparaison avec la concentration ou dose relative à la situation d'exposition étudiée.

Bioaccumulation : Accumulation d'un élément dans des structures tissulaires ou cellulaires particulières pouvant conduire à des concentrations locales qui diffèrent entre elles d'un à plusieurs ordres de grandeur.

Biocénose : Ensemble des êtres vivants qui peuplent un écosystème.

Biocinétique : Désigne l'ensemble des cinétiques d'incorporation et d'excrétion des éléments ainsi que leur distribution tissulaire.

Biodisponibilité : Proportion de la quantité totale ou de la concentration d'un polluant présent dans l'environnement potentiellement disponible pour être bioaccumulé par un organisme vivant. Résultante des interactions entre le polluant étudié et les barrières biologiques de l'organisme.

Biotique : Désigne dans une entité écologique, ce qui est propre aux êtres vivants.

Biotope : Composante abiotique d'un écosystème c'est-à-dire l'ensemble des facteurs physiques et chimiques qui le caractérise.

Carcinogène (ou cancérigène) : Qui peut provoquer ou favoriser l'apparition de cancers.

CEx% : Concentration d'une substance qui cause un Effet de x% chez des individus exposés pendant une durée donnée par rapport au groupe témoin (non exposé),.

Chaîne trophique : Ensemble d'espèces qui se succèdent dans le sens de la circulation de la matière et de l'énergie (du producteur primaire au consommateur de nième ordre).

Chronique : Se dit d'une exposition prolongée, d'une durée significative par rapport à la durée de vie de l'organisme étudié. Généralement associé à la notion d'exposition continue à une faible concentration de polluant.

CIPR : Commission Internationale de Protection Radiologique, www.icrp.org.

CIx% : Concentration d'Inhibition x%. Concentration d'une substance qui, après un temps d'action donné, provoque x% d'inhibition d'activité (motrice ou autre) chez les individus faisant l'objet du test.

CLx% : Concentration létale x%. Concentration d'une substance provoquant x% de mortalité dans une population exposée à ce dernier.

Coefficient de dose : Dans le cas de l'irradiation externe par immersion dans l'air ou dans l'eau, c'est la **dose absorbée** par unité de concentration ($\text{Gy}/(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})$). Dans le cas de l'irradiation externe par le dépôt, c'est la dose absorbée par unité de dépôt ($\text{Gy}/(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2})$) ou par unité de concentration dans le sol ($\text{Gy}/(\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1})$). Fonctions de l'énergie des rayonnements, ces coefficients sont définis pour chaque radionucléide et chaque organisme de référence.

Communauté : Ensemble de populations d'espèces appartenant souvent à un même groupe taxonomique, présentant une écologie semblable et occupant le même habitat.

Compartment : Entité homogène au sens de la variable étudiée. Par exemple, ce terme est souvent utilisé pour décrire les écosystèmes de manière simplifiée, en désignant l'ensemble des composants de même nature le constituant. Dans le contexte des modèles pharmacocinétiques, il désigne un ensemble de tissus de concentration homogène pour la substance étudiée.

Contamination interne : Incorporation par inhalation ou par ingestion de radionucléides distribués dans les différents organes selon une **biocinétique** qui leur est propre, et délivrant une dose à l'ensemble des organes tant que dure leur présence dans l'organisme.

Cycle biogéochimique : Cycle qu'effectue tout composé naturel ou artificiel libéré dans l'environnement entre les divers compartiments de la biosphère et la biomasse continentale ou océanique.

Déterministe (effet) : Effet pour lequel il existe un seuil de dose au-dessous duquel il n'y a plus d'effet observable, jugé néfaste pour la santé. Au-delà de ce seuil, la gravité de l'effet augmente avec la dose. Ces effets concernent par exemple, la fécondité, la mortalité, la morbidité, le comportement, etc.

Directe (voie) : Voie de transfert d'un contaminant à partir d'un compartiment abiotique, en complément de la voie par ingestion ou trophique.

Dose : Quantité de la substance étudiée délivrée pendant une durée donnée.

Dose absorbée : Quantité d'énergie absorbée par unité de masse de matière. C'est une grandeur directement mesurable, qui s'exprime en Gray (Gy). Par définition, $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$.

Ecotoxicité : Toxicité pour l'écosystème. Ce terme est employé dans l'évaluation du risque écologique.

Ecosystème : Unité écologique de base, constituée par l'association de deux composantes en constante interaction, le biotope et la **biocénose**.

Ecotoxicologie : Discipline dont l'objet est l'étude des polluants dans les écosystèmes. L'écotoxicologie comporte un aspect descriptif qui consiste en l'analyse de la circulation des polluants au sein des biocénoses et entre celles-ci et les composants des biotopes. L'écotoxicologie possède aussi un aspect causal, dont le but est de connaître et comprendre les conséquences écologiques de l'action des polluants sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels.

Éléments en traces : Éléments naturellement présents en très faibles concentrations dans un milieu physique ou biologique.

Environnement Canada : Ministère Fédéral Canadien de l'Environnement.

ERA : Ecological Risk Assessment (Évaluation du risque écologique).

Exposition externe : Voie d'atteinte liée aux radionucléides présents dans les milieux de vie et émettant des rayonnements pouvant atteindre l'organisme.

Exposition : Contact de quelqu'un ou quelque chose avec un agent chimique ou physique pendant une certaine période.

Facteur de concentration : Grandeur permettant d'évaluer la bioaccumulation d'un polluant par un organisme vivant. Il se définit comme le rapport entre la concentration du polluant dans l'organisme et sa concentration dans le **biotope** (eau pour un écosystème aquatique).

Facteur de transfert trophique: Grandeur définie comme le rapport entre la concentration du polluant dans un organisme occupant un niveau trophique donné, et la concentration de ce polluant dans l'organisme occupant le niveau trophique immédiatement inférieur.

FRED : Fasset Radiation Effect Database, base de données d'effets sur les organismes vivants. www.ERICA-project.org

Germinale (cellule ou lignée) : Désigne les cellules reproductrices. S'oppose à « somatique ».

Génotoxicité : Effets d'agents physiques ou chimiques (agents génotoxiques) susceptibles d'endommager le patrimoine héréditaire d'une cellule.

Gray (Gy) : Unité de dose absorbée 1 Gy = 1 Joule par kg. Le débit de dose absorbé est exprimé en Gray par unité de temps (Gy.h⁻¹, Gy.s⁻¹...).

LET : Linear Energy Transfer. Mesure en fonction de la distance parcourue, de la manière dont l'énergie est transférée de la particule à la matière exposée. Les particules dites à LET élevé sont essentiellement les protons, les neutrons et les particules alpha ; celles à faible LET sont des photons (incluant les rayonnements X et gamma), les électrons et positrons.

LOEC : Lowest-observed-effect concentration. Lors de l'établissement de relations concentration-effets, la LOEC est la plus petite concentration testée conduisant à un effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin, non exposé.

Monitoring : Surveillance par des mesures régulières d'un ou plusieurs compartiments de l'environnement pour évaluer les changements environnementaux.

NCRP : National Council on Radiation Protection and Measurements (USA). www.ncrponline.org

NEA , AEN: Nuclear Energy Agency., Agence de l'Energie Atomique, agence de l'OCDE. www.nea.fr

Niveau trophique : Niveau constituant une étape dans le transfert d'énergie et de matière le long d'une chaîne trophique. En milieu aquatique continental, les niveaux successifs peuvent être représentés, par exemple, par le phytoplancton, le zooplancton, un poisson planctonophage ou omnivore, enfin un poisson ichtyophage.

NOEC : No-observed-effect concentration. Lors de l'établissement de relations concentration-effet, la NOEC est la plus forte concentration testée ne produisant pas un effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin, non exposé.

OCDE, OECD : Organisation pour la Coopération et le Développement Economiques.

www.oecd.org

OSPAR : Commission pour la protection du milieu marin de l'atlantique nord-est.

www.ospar.org

PEC : Predicted Environmental Concentration.

PNEC : Predicted No Effect Concentration.

Polluant : substance naturelle ou d'origine que l'homme introduit dans un **biotope** donné dont elle était absente ou dont il modifie et augmente la teneur dans l'eau, l'air ou les sols dans le cas où elle y était présente.

Population : Ensemble des individus appartenant à une même espèce, occupant une même fraction de **biotope**, et qui échangent librement leurs gènes dans les processus reproductifs.

Rayonnements α , β et γ : Emissions corpusculaires et ondulatoires d'énergie. Les rayons α sont constitués par des noyaux d'atomes d'hélium ionisés. Les rayons β correspondent à des électrons. Les rayons γ sont des rayonnements électromagnétiques de très haute énergie et de plus faible longueur d'onde que les rayons X.

RBE : Relative Biological Effectiveness. Pour une même dose absorbée, l'effet de l'exposition dépend de la nature et de l'énergie du rayonnement ayant délivré la dose. On rend compte de cette influence en introduisant un facteur de pondération caractéristique du rayonnement, le RBE, qui donne une mesure de l'efficacité relative des différents types de rayonnements à produire un même effet biologique. Expérimentalement, le RBE est le rapport entre la dose absorbée d'un rayonnement de référence (X ou γ) introduisant un effet dans un système donné et la dose absorbée du rayonnement en question nécessaire pour produire le même effet dans le même système. Cette notion est aujourd'hui essentiellement réservée à la radioprotection humaine par manque de connaissances sur sa pertinence pour les espèces non-humaines.

Réseau trophique : Ensemble de chaînes trophiques interdépendantes. Dans un écosystème, la stricte monophagie est très rare si bien qu'un prédateur se nourrit généralement de plusieurs proies, et une même espèce peut servir de proie à plusieurs consommateurs. Par ailleurs, il existe, dans les écosystèmes, des

espèces polyphages qui consomment des espèces situées à différents niveaux trophiques.

Sédiments : Dépôts de matériels meubles d'origine minéralogique ou biogénique, de natures très variées. Les sédiments sont constitués par des matériaux minéraux et organiques d'origine abiotique ou biotique de tailles et qualités très variables.

Sievert (Sv) : Grandeur utilisée en radioprotection humaine pour exprimer la dose efficace et la dose équivalente afin de tenir compte respectivement de la différence de nocivité des divers rayonnements pour produire le même effet biologique stochastique (rayonnement de référence γ ou X) et de la différence de radiosensibilité des organes ou tissus.

Sol : Produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et de l'organisation des échanges d'énergie qui s'y manifestent.

Somatique (cellule ou lignée) : Relatif au soma, ensemble des lignées cellulaires non sexuelles de l'organisme. S'oppose à « germinale ».

Spéciation : Caractérisation des formes physiques et chimiques dans lesquelles se trouve un élément dans un milieu donné.

SSD : Species Sensitivity Distribution. Loi de distribution statistique de la sensibilité des espèces à un stressor. Etabli à partir des données d'écotoxicité d'une ou plusieurs substances toxiques pour des espèces testées en laboratoire. L'hypothèse de base est que cet ensemble d'espèces constitue un échantillon représentatif de toutes les espèces composant la communauté ou l'écosystème.

Stochastique (effet) : Effet pour lequel la probabilité d'occurrence augmente avec la dose délivrée alors que la sévérité reste constante quelle que soit la dose. Ils recouvrent d'une part l'induction de cancers et d'autre part des effets génétiques transmissibles.

Stressor : Cause de dysfonctionnement d'un système biologique. Les pollutions sont par exemple des stressors des écosystèmes

(Substance) xénobiotique : Désigne une substance d'origine allochtone et généralement de synthèse (à l'exception de dérivés inorganiques de certains métaux traces toxiques), présentant une toxicité élevée, même lorsqu'elle est présente dans le milieu à de très faibles concentrations.

Taxon : Dans le domaine de la classification systématique des êtres vivants, un taxon est un groupe à un niveau quelconque de catégorie dans une classification hiérarchique. Chaque taxon appartient à un niveau hiérarchique donné (ex: espèce, genre, famille, ordre, etc). Les taxons d'un niveau donné ont un degré de ressemblance élevé car ils partagent un certain nombre de gènes.

Terme source : Origine de la pollution due à des radionucléides rejetés dans l'environnement.

Trait de vie : Un trait d'histoire de vie correspond à une caractéristique d'un individu pouvant avoir une influence sur sa valeur reproductive. La survie, le nombre de jeunes, la masse corporelle sont des traits d'histoire de vie classiques, mais on trouve également le taux de croissance ou l'âge de première reproduction par exemple.

Toxicité : Propriété d'une substance chimique introduite dans un organisme, d'engendrer, temporairement ou non, des troubles de certaines fonctions.

Trophique (voie) : Qualifie tout ce qui concerne la circulation de la matière et de l'énergie lors d'une relation de type alimentaire entre une proie et un prédateur.

UIR : Union Internationale des Radioécologistes. www.iur-uir.org

UNSCEAR : United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. www.unscear.org

US DOE : United States Department of Energy. www.doe.gov

US EPA : United States Environmental Protection Agency. www.epa.gov

Wr : Radiation Weighting Factor ou facteur de qualité du rayonnement utilisé, pour traduire les différences d'efficacité biologique de divers types de rayonnements.

Index

- ADN, 22, 23, 24, 27
- Approche
graduée, 43, 45, 52, 54, 83, 85, 94, 105
intégrée, 43, 61
préconisée, 42, 54, 64
- Benchmark, 6, 7, 36, 42, 43, 82, 83, 84, 85, 86, 91, 92, 96, 99, 101, 113, 114
- Bioaccumulation, 26, 119
- Biocénose, 119
- Biocinétique, 17, 77
- Biodisponibilité, 59, 89, 97
- Bioindicateur, 7, 44, 102, 103
- Biomarqueur, 44
- Biotique, 122
- Biotope, 119, 121
- Bruit de fond, 36, 43, 59, 65, 69, 83, 96, 97, 98
- Carcinogène, 18, 23, 24, 117, 122
- Cellule
germinale, 24, 25
somatique, 24, 27
- Chaîne alimentaire, 7, 18, 19, 53, 103
- Compartiment
transfert, 18, 19
- Contrôle, 3
- Cytogénétique, 23
- Directive cadre sur l'eau, 20, 60
- Dose
calcul, 65, 69, 74, 75, 78
coefficients, 74, 75, 76, 78, 81
coefficients de conversion, 75, 81
débit, 6, 14, 26, 33, 36, 43, 47, 65, 66, 68, 69, 70, 73, 74, 78, 80, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 120
dose, 6, 15, 17, 18, 23, 24, 26, 32, 33, 41, 43, 51, 66, 68, 69, 70, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 82, 83, 84, 93, 94, 96, 97, 106, 108, 112, 114, 115, 116, 118, 120, 121, 122
modèle, 74
- Ecosystème
aquatique, 15, 19, 20, 33, 34, 53, 57, 59, 62, 65, 75, 76, 84, 86, 89, 90, 92, 93, 96, 97, 102, 119, 120, 121, 122
communauté, 15, 23, 63, 102
compartiment élémentaire, 41, 53, 54, 55, 58, 62, 75, 81, 90, 95, 97, 112, 118, 121, 122
population, 7, 14, 22, 23, 24, 25, 26, 47, 51, 56, 63, 68, 77, 87, 93, 96, 99, 102, 118
terrestre, 53, 62, 65, 81, 86, 90

Index

- Ecotoxicité, 6, 7, 44, 50, 51, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 92, 96, 97, 106, 115, 116, 122
- Ecotoxicologie, 24, 25, 54, 73, 82, 83, 94, 119
- Effet
biologique, 18, 22, 26, 34, 35, 68, 98, 101, 106, 107
déterministe, 18, 23, 25, 27
stochastique, 18, 23, 25, 27, 73
- Environnement, 3
- ERICA, 6, 7, 9, 33, 38, 43, 52, 60, 61, 62, 63, 65, 66, 67, 68, 71, 73, 74, 75, 77, 78, 105, 106, 111
- Exposition, 6, 14, 17, 18, 19, 22, 23, 25, 26, 28, 33, 34, 35, 41, 43, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 54, 55, 56, 58, 59, 61, 62, 65, 66, 68, 70, 73, 74, 75, 76, 77, 80, 81, 82, 83, 84, 87, 88, 89, 90, 93, 96, 97, 102, 106, 116, 117, 121
- Exposition aiguë, 17, 18, 26, 58, 65, 68, 77, 87
- Exposition chronique, 14, 18, 26, 28, 33, 34, 68, 77, 87, 93, 94, 106
- Exposition externe, 17, 18, 24, 26, 68, 74, 75, 80, 81, 92, 118, 119
- Exposition interne, 18, 26, 33, 70, 75, 80, 90, 117, 118
- FASSET, 22, 26, 28, 33, 34, 38, 43, 52, 60, 61, 62, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 74, 75, 76, 77, 78, 81, 93, 112
- Fraction absorbée, 79, 80
- Génotoxicité, 24, 25
- Génotoxique, 24, 120
- Incertitude, 18, 33, 44, 47, 48, 50, 51, 52, 54, 55, 58, 68, 69, 88, 89, 100
- Information, 4
- Installation, 3
- Malveillance
actes de, 3
- Méthode
analytique, 79
de distribution statistique, 47, 48, 51, 84, 86, 87, 88, 89, 122
de partition à l'équilibre, 86, 89
déterministe, 25, 44, 47, 48, 55, 94
du ratio, 48, 50, 51, 55
facteur d'extrapolation, 47, 50, 54, 57, 84, 85, 86, 88, 89
facteur de pondération, 69, 70, 78, 121
facteur de sécurité, 18, 54, 55, 56, 84, 89, 94
probabiliste, 44, 47, 48, 51, 78, 80, 94
- Modèle
transferts, 19, 61, 69, 106
- Morbidité, 18, 23, 26, 67, 118
- Mortalité, 15, 23, 24, 27, 67, 118
- Nucléaire
matière, 3
transport de matières, 3

Index

- Organisme de référence, 7, 34,
35, 36, 63, 64, 65, 68, 69, 74, 75,
76, 77, 78, 81, 98, 118
- Polluant, 7, 25, 32, 35, 44, 50,
51, 52, 97, 101, 102, 103, 117,
119
- Protection, 3
- Protection
habitats, 15
- Protection
travailleur, 17
- Protection
public, 18
- Protection
habitats, 19
- Protection
espèces, 20
- Public, 3, 4
- Qualité, 4
- Radioécologie, 18, 32, 33, 34, 36
- Rejets, 7, 8, 16, 19, 33, 34, 52,
53, 54, 66, 94, 95, 96, 97, 103,
105
- Risque
**caractérisation, 6, 33, 38, 40, 41,
42, 43, 44, 46, 47, 48, 53, 54, 55,
59, 60, 66, 82, 96, 97**
**gestion, 34, 41, 42, 52, 61, 65, 66,
71, 98, 100, 101**
- RIVM, 83, 87, 90, 91, 92, 97, 99,
114
- Screening, 7, 41, 43, 48, 50, 52,
58, 66, 83, 85, 90, 93, 94, 97, 98,
99, 112, 113, 114, 115
- Sécurité, 4
culture de, 17, 22, 32
- Stresseur, 7, 22, 39, 40, 47, 49,
50, 71, 72, 73, 103, 122
- Substance
**chimique, 6, 7, 8, 16, 19, 24, 32,
38, 39, 41, 42, 44, 46, 52, 53, 60,
61, 71, 73, 83, 85, 90, 92, 94, 97,
99, 103, 105**
**radioactive, 6, 7, 19, 20, 34, 35,
39, 94, 95, 103, 105**
- Sûreté
nucléaire, 3
- Taxon, 87, 89
- Taxonomie, 7, 26, 59, 67, 76, 83,
89, 93, 95, 96, 99, 118
- TGD, 6, 38, 41, 42, 44, 52, 53,
54, 55, 56, 58, 59, 60, 71, 89, 90,
91, 92, 99
- Toxicité, 50, 54, 55, 59, 73, 77,
89, 94, 101, 122
- Toxique, 25, 51, 122
- Transparence, 4
- Trophique, 25, 63, 64, 89, 122