

Dosimétrie environnementale



Laurent Zyberman/Graphix-Images/IRSN

Sommaire

Fondements	3
EDEN, l'outil IRSN de calcul des DCC	5
Efficacité biologique relative	10
Bruit de fond naturel	10
Références	13

Rédaction : K. Beaugelin-Seiller
Vérification : J. Garnier-Laplace
Date de création : 30 septembre 2011

Illustrations : Laurent Stefano

Ce document est la propriété intellectuelle de l'IRSN et ne peut être reproduit sans son autorisation

Fondements

Les effets des rayonnements ionisants sont exprimés non pas vis-à-vis de la concentration des radionucléides dans les milieux (Bq/unité de masse ou de volume), comme c'est le cas pour les substances chimiques conventionnelles (pour ces dernières, il est fait référence à la concentration molaire ou pondérale de la substance dans les milieux), mais au regard de la quantité d'énergie reçue par les organismes exposés. Il s'agit donc de déterminer, pour un organisme donné et des conditions d'exposition définies, la quantité d'énergie déposée dans cet organisme du fait de son exposition aux rayonnements émis par le(s) radionucléide(s) considéré(s).

Les rayonnements ionisants présentent en outre la spécificité d'exposer les organismes non seulement au contact ou après internalisation, mais aussi à distance. Il est donc nécessaire de prendre en compte l'ensemble des voies d'exposition possibles d'un organisme pour déterminer la quantité d'énergie reçue en correspondance. S'agissant d'exposition externe, il est possible d'évaluer cette quantité par mesure, ce qui devient pratiquement infaisable lorsque les radionucléides ont été incorporés. En outre, les mesures possibles en exposition externe n'intègrent pas totalement la dimension géométrique des organismes exposés. La détermination de la quantité d'énergie reçue par un organisme exposé à des rayonnements ionisants demande donc nécessairement de disposer de modèles permettant de représenter les situations à étudier et les hypothèses assorties, qui doivent être clairement établies. Ainsi, les calculs de dosimétrie humaine comme environnementale font appel à des concepts communs, depuis celui de coefficient de dose jusqu'à celui d'organisme de référence.

Concept de coefficient de dose

Principes

Développée pour le système de radioprotection de l'homme, l'approche des coefficients de dose a été simplifiée pour l'environnement. Elle 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 l'énergie correspondante reçue par l'organisme exposé. Cette énergie constitue une dose au sens radiologique, exprimée en Gray (Gy). Cette notion est souvent utilisée pour définir les situations d'exposition aiguë, *i.e.*, de type « flash ». L'exposition chronique demande de prendre également en considération la durée d'exposition pendant laquelle la dose est délivrée, ce qui est traduit par le débit de dose, qui s'exprime en Gy/unité de temps.

Différentes grandeurs de dose ont été développées en radioprotection humaine, mais seule celle de dose absorbée fait aujourd'hui consensus en radioprotection environnementale. Les différences de radiosensibilité des tissus ne sont ainsi pas intégrées, et la pondération afférente à l'efficacité biologique relative des divers types de rayonnement n'est prise en compte le plus souvent qu'en termes d'étude de sensibilité, à défaut de valeurs remportant l'adhésion de l'ensemble de la communauté scientifique.

Les voies d'exposition interne et externe sont distinguées par la détermination de coefficients de dose spécifiques à chacune d'elles. Ces coefficients sont également propres à un radionucléide, tenant compte généralement de ses différents types de rayonnement, voire parfois de ses descendants en équilibre séculaire le cas échéant. Pour la dosimétrie environnementale, il a été fait le choix au niveau international de dénommer ces coefficients DCC (Dose Conversion Coefficient). Leur unité est le $\text{Gy}\cdot\text{j}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{unité}^{-1}$ de masse ou de volume. Usuellement, c'est un sous-multiple de cette unité qui est employé, le $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{unité}^{-1}$ de masse ou de volume.

Il est considéré que les radionucléides ont tous le même mode d'action, et que par conséquent l'hypothèse d'additivité des risques caractérisés pour chaque radionucléide (et chaque type de rayonnement) est valide. La dose totale est alors obtenue par l'addition des doses reçues de toutes les voies et sources d'irradiation.

Hypothèses générales

L'approche actuelle des coefficients de conversion de dose repose sur deux hypothèses majeures :

- tout organisme peut être représenté par un volume simple, homogène en composition et en densité ;
- le radionucléide est distribué uniformément dans tout le volume de la source, qu'elle soit externe ou interne.

L'approche « DCC » est aujourd'hui la plus répandue dans le monde. Elle est notamment à la base des développements les plus récents en matière d'évaluation du risque radiologique pour l'environnement, effectués en Europe¹, et qui ont conduit à la production d'un outil commun à cet effet (ERICA-tool, <http://www.ERICA-tool.com/>).

Concept d'organisme de référence

La diversité des formes de vie recensées dans les écosystèmes ne permet pas d'envisager de considérer chacune d'entre elles individuellement sur le plan de la dosimétrie. La nécessaire simplification s'appuie sur la notion d'organisme de référence, développée par analogie avec celle de l'homme de référence, retenue en radioprotection de l'homme (CIPR, 1975). Elle conduit à l'obtention d'un jeu standard de données constitué d'un nombre limité d'organismes modèles décrits de manière simplifiée et des informations associées nécessaires au calcul dosimétrique. Ce jeu sert alors de guide pour tout autre organisme.

Un organisme de référence est une entité virtuelle de caractéristiques physiologiques et anatomiques fixées, et dont le cycle de vie est connu, destinée à fournir les éléments de base pour l'évaluation d'une dose pour un ensemble d'organismes typiques ou représentatifs d'un environnement contaminé.

Un organisme de référence est en général associé à une espèce dite modèle, dont le choix repose sur différents critères, parmi lesquels figurent la sensibilité radioécologique et écologique de l'espèce ainsi que sa contribution à la représentativité de la structure et du fonctionnement de l'écosystème qui l'abrite.

¹ <https://wiki.ceh.ac.uk/display/rpemain/Radiological+protection+of+the+environment+-+sharing+knowledge>

EDEN, l'outil IRSN de calcul des DCC

La dosimétrie environnementale a réellement pris son essor au début des années 2000. Le constat relatif aux méthodes alors disponibles opposait d'une part de purs calculs Monte Carlo, d'autre part des équations analytiques empiriques. La première technique fait appel à des codes de calcul physique simulant le transport des particules et le dépôt d'énergie, lourds à mettre en œuvre en termes de temps et de compétence. La seconde approche est limitée à un domaine d'utilisation très restreint, dans la mesure où l'utilisateur souhaite garantir un degré de précision significatif vis-à-vis des calculs Monte Carlo.

L'IRSN a choisi d'explorer une voie intermédiaire en développant une approche nouvelle, destinée à évaluer les DCC pour un organisme quelconque, défini par l'utilisateur, irradié par contamination interne et/ou par exposition externe, par un radionucléide donné, quel que soit le type de rayonnement, alpha, beta ou gamma. Formalisée par l'application informatique EDEN (Évaluation de coefficients de dose pour les écosystèmes naturels ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 2006), cette approche permet de déterminer la dose (ou le débit de dose), que recevrait un organisme selon des scénarios de caractéristiques définies telles le milieu de vie, la composition élémentaire de la source et de la cible, leurs dimensions, etc. (figure 1).

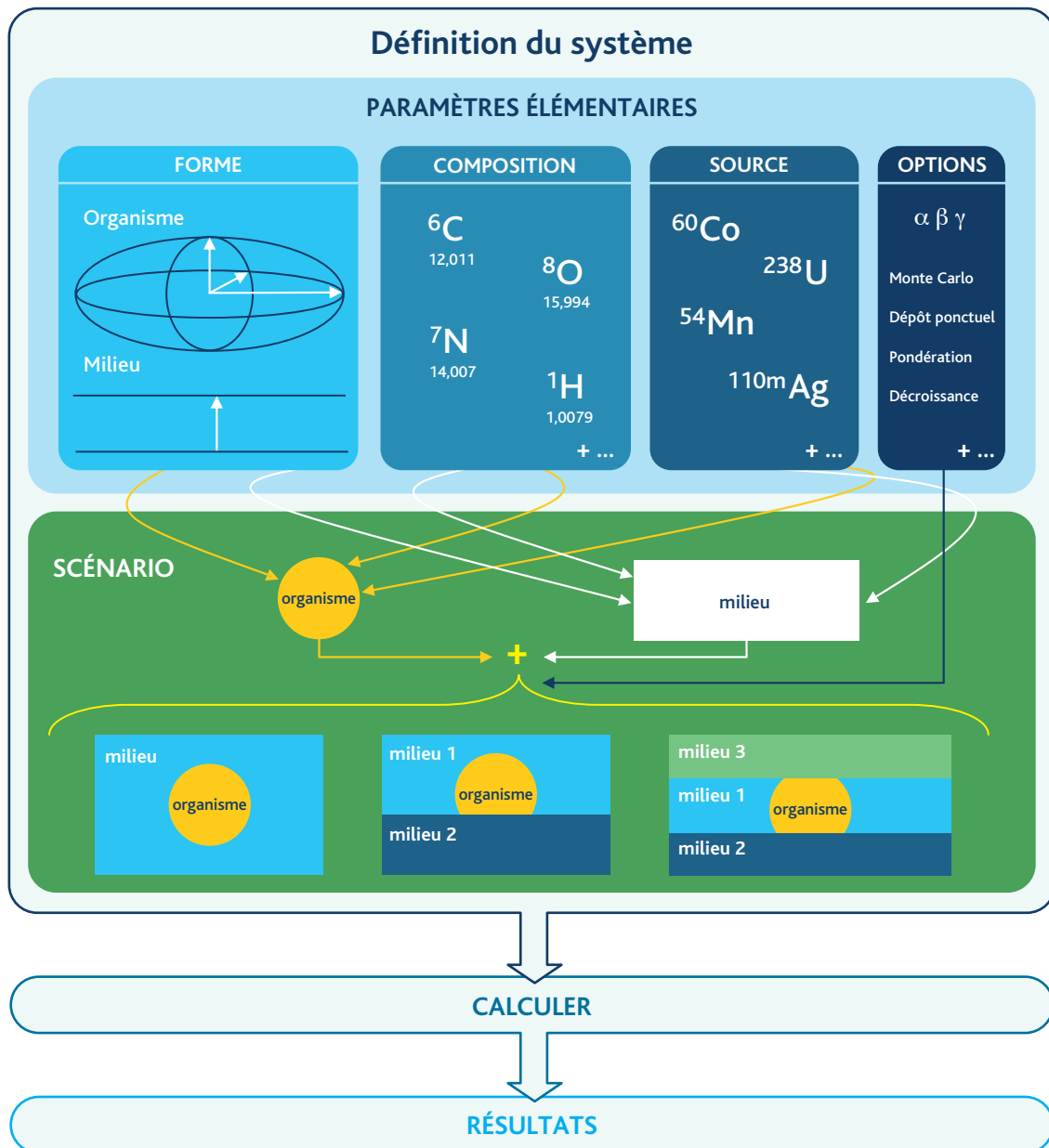


Figure 1 : principes de déroulement d'un calcul de DCC avec EDEN.

Mise en œuvre

La détermination des DCC avec un outil comme EDEN nécessite la connaissance des données d'entrée de l'application. Par défaut, un jeu d'organismes de référence a été identifié pour chaque type d'écosystème (eaux douces, marin, terrestre). Ils sont associés dans un modèle conceptuel d'écosystème, illustré par la figure 2 pour l'écosystème terrestre, la figure 3 pour l'écosystème aquatique continental et la figure 4 pour l'écosystème marin.

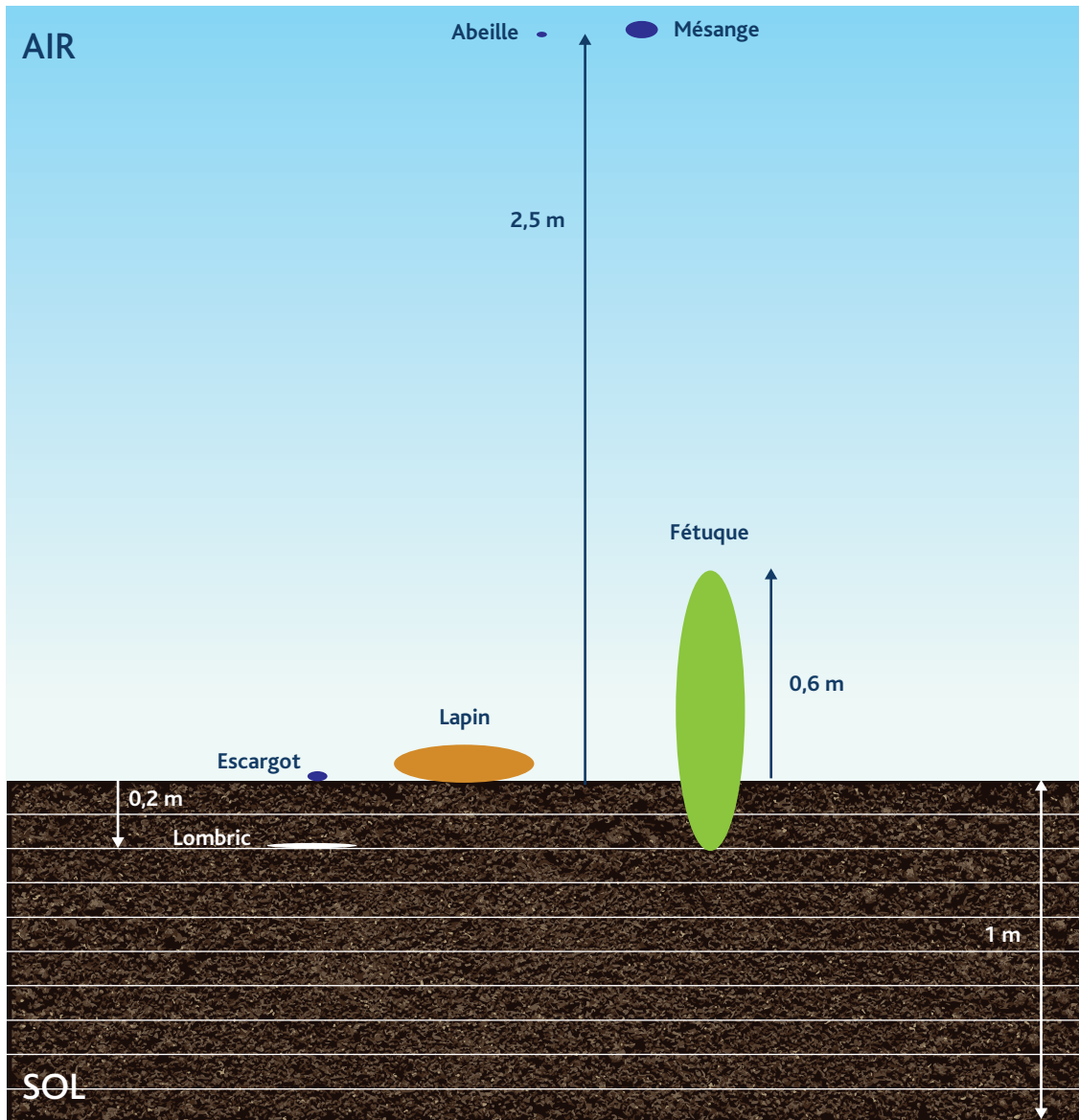


Figure 2 : modèle conceptuel d'écosystème terrestre.

Les informations nécessaires correspondantes sont reportées dans les tableaux présentés ci-après :

- Les tableaux 1 à 3 donnent la composition et la densité des organismes et de leurs milieux de vie ;
- Les tableaux 4 à 6 donnent les dimensions des organismes de référence et leur positionnement dans leur environnement.

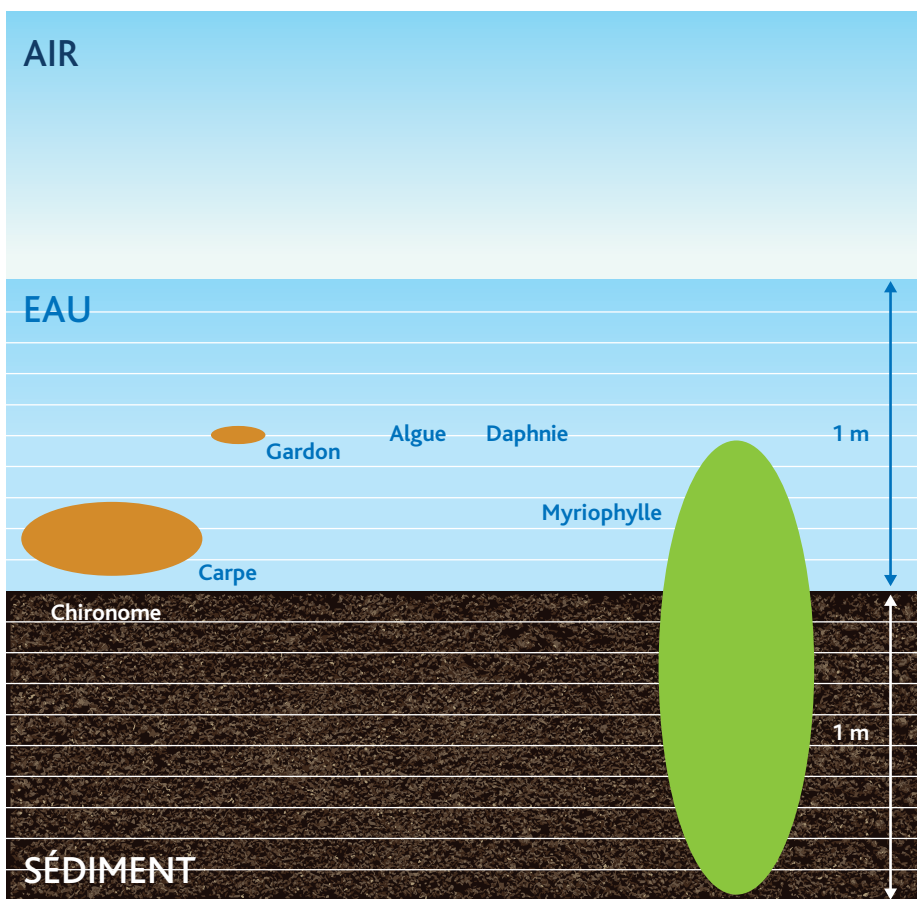


Figure 3 : modèle conceptuel d'écosystème aquatique continental.

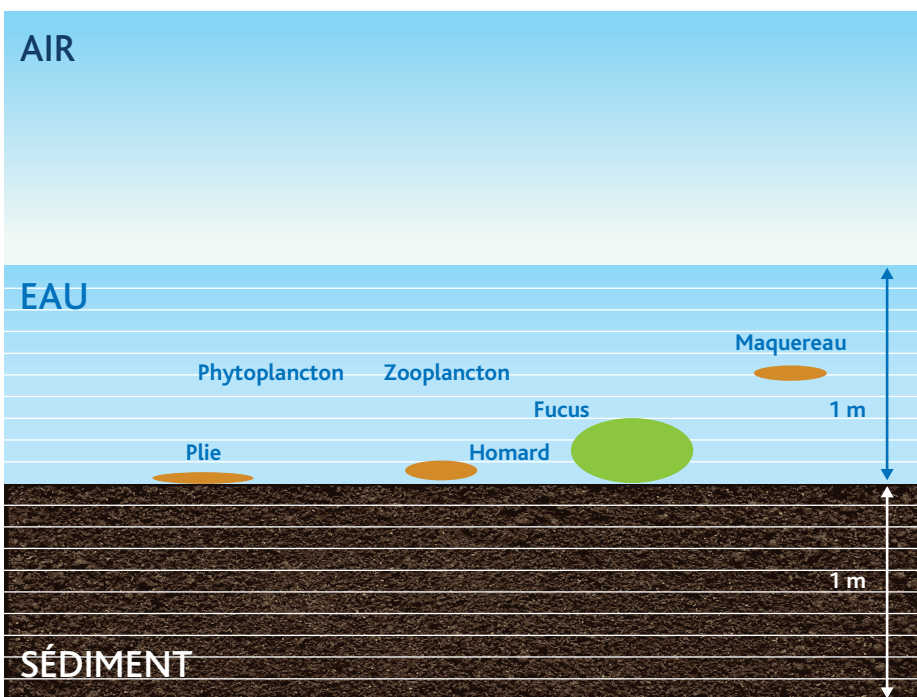


Figure 4 : modèle conceptuel d'écosystème marin.

Tableau 1 : composition chimique élémentaire pondérale des organismes de référence

Organisme	Composition chimique élémentaire pondérale simplifiée (%)												
	C	H	O	N	P	S	Ca	Na	K	Mg	Al	Si	Fe
Végétal	11,29	8,68	77,54	0,82	0,71	0,10	0,58	0,03	0,17	0,08	-	0,01	-
Animal	19,41	9,33	62,93	5,15	0,63	0,64	1,38	0,26	0,22	0,04	-	-	0,01

Tableau 2 : densité des organismes de référence

Organisme	Densité (kg.m ⁻³)
Végétal terrestre (herbacée)	8*
Végétal terrestre (ligneux)	900**
Végétal aquatique	1 000
Animal	1 070

*<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/saa2006T3.pdf> : rendement des surfaces toujours en herbe de l'ordre de 5 000 kg.ha⁻¹ en poids sec, soit environ 2,5 kg.m⁻² en poids frais (teneur en eau de 80 %). D'après les dimensions retenues pour la fétuque, l'ellipsoïde équivalent est associé à une projection horizontale de 4,0 10⁻² m², pour un volume de 1.3 10⁻² m³ (environ 6/8 du volume total étant hors sol), soit un volume de 3,2 10⁻¹ m³ pour 1 m². La masse volumique estimée du végétal entier est donc approximativement de 8 kg.m⁻³.

**<http://www.industrie.gouv.fr/energie/statisti/tbb/note-methodologique.htm> : masse volumique des bois tendres (résineux) à 50 % d'humidité de l'ordre de 900 kg.m⁻³.

Tableau 3 : composition chimique élémentaire pondérale des milieux d'exposition

Milieu	Masse volumique (kg.m ⁻³)	Composition chimique élémentaire pondérale simplifiée (%)														
		C	H	O	N	P	S	Ca	Na	K	Mg	Al	Si	Fe	Ar	Cl
Air	1,292	0,01	0,06	23,56	75,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,28	-
Eau douce	1 000	-	11,11	88,89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eau de mer	1 025	0,003	10,70	86,02	-	-	0,09	0,04	1,08	0,04	0,13	-	-	-	-	1,90
Sol	1 700*	0,18	0,96	50,72	0,03	0,11	0,11	3,26	2,39	2,31	2,11	7,40	26,16	4,24	-	-
Sédiments	1 300*	0,09	10,48	65,36	0,01	0,06	0,06	1,63	1,20	1,16	1,05	3,70	13,08	2,12	-	-
Sédiments marins	1 650	2,23	5,20	65,50	0,02	0,06	0,49	1,81	1,33	1,28	1,17	4,10	14,5	2,35	-	-

* : TGD EC (2003) Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) n° 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., Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg.

Tableau 4 : dimensions et position des organismes de référence pour l'écosystème terrestre

Organisme	Axes de l'ellipsoïde (m)			Volume (m ³) V	Masse (kg) m	Enfouissement (m)	Distance au sol (m)
	a (horizontal)	b (horizontal)	c (vertical)				
Lombric	2,5 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻³	5,0 10 ⁻³	3,3 10 ⁻⁶	3,5 10 ⁻³	2,0 10 ⁻¹	Sans objet
Escargot	4,7 10 ⁻²	1,9 10 ⁻²	1,9 10 ⁻²	8,9 10 ⁻⁶	9,5 10 ⁻³	Sans objet	1,0 10 ⁻²
Abeille	1,4 10 ⁻²	3,6 10 ⁻³	3,6 10 ⁻³	9,5 10 ⁻⁸	1,0 10 ⁻⁴	Sans objet	2,5 10 ⁰
Mésange	8,2 10 ⁻²	4,2 10 ⁻²	4,2 10 ⁻²	7,6 10 ⁻⁵	8,1 10 ⁻²	Sans objet	2,5 10 ⁰
Lapin	4,0 10 ⁻¹	7,0 10 ⁻²	1,0 10 ⁻¹	1,5 10 ⁻³	1,6 10 ⁰	Sans objet	5,0 10 ⁻²
Fétuque	2,0 10 ⁻¹	2,0 10 ⁻¹	8,0 10 ⁻¹	1,7 10 ⁻²	1,36 10 ⁻¹	- 2,0 10 ⁻¹	Sans objet

Tableau 5 : dimensions et position des organismes de référence pour l'écosystème d'eau douce

Organisme	Axes de l'ellipsoïde (m)			Volume (m ³) V	Masse (kg) m	Enfouissement (m)	Distance au sédiment (m)
	a (horizontal)	b (horizontal)	c (vertical)				
Algue (Chl. reinhardtii)	5,0 10 ⁻⁶	7,5 10 ⁻⁶	5,0 10 ⁻⁶	9,8 10 ⁻¹⁷	1,05 10 ⁻¹³	Sans objet	5,0 10 ⁻¹
Daphnie	1,4 10 ⁻³	2,0 10 ⁻³	1,6 10 ⁻³	2,4 10 ⁻⁹	2,51 10 ⁻⁶	Sans objet	5,0 10 ⁻¹
Chironome	1,2 10 ⁻²	8,0 10 ⁻⁴	8,0 10 ⁻⁴	4,0 10 ⁻⁹	4,30 10 ⁻⁶	5,0 10 ⁻²	Sans objet
Gardon	1,9 10 ⁻¹	3,0 10 ⁻²	6,0 10 ⁻²	1,8 10 ⁻⁴	1,92 10 ⁻¹	Sans objet	5,0 10 ⁻¹
Carpe commune	6,0 10 ⁻¹	1,30 10 ⁻¹	2,3 10 ⁻¹	9,4 10 ⁻³	1,01 10 ¹	Sans objet	1,2 10 ⁻¹
Myriophylle	4,0 10 ⁻¹	4,0 10 ⁻¹	1,5 10 ⁰	1,34 10 ⁻¹	1,34 10 ²	-1,0 10 ⁰	Sans objet

Tableau 6 : dimensions et position des organismes de référence pour l'écosystème marin

Organisme	Axes de l'ellipsoïde (m)			Volume (m ³) V	Masse (kg) m	Distance au sédiment (m)
	a (horizontal)	b (horizontal)	c (vertical)			
Phyto-plancton*	5,0 10 ⁻⁵	5,0 10 ⁻⁵	5,0 10 ⁻⁵	6,5 10 ⁻¹⁴	7,0 10 ⁻¹¹	5,0 10 ⁻¹
Fucus (touffe)	2,5 10 ⁻¹	2,5 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻¹	1,6 10 ⁻²	1,6 10 ¹	2,5 10 ⁻¹
Zoo-plancton*	6,2 10 ⁻³	3,1 10 ⁻³	6,1 10 ⁻³	6,1 10 ⁻⁸	6,6 10 ⁻⁵	5,0 10 ⁻¹
Homard*	3,0 10 ⁻¹	1,0 10 ⁻¹	1,0 10 ⁻¹	1,6 10 ⁻³	1,7 10 ⁰	5,0 10 ⁻²
Plie*	4,0 10 ⁻¹	2,0 10 ⁻¹	3,0 10 ⁻²	1,3 10 ⁻³	1,3 10 ⁰	1,5 10 ⁻²
Maquereau*	3,0 10 ⁻¹	6,0 10 ⁻²	6,0 10 ⁻²	5,7 10 ⁻⁴	6,1 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻¹

* Organismes de référence issus de FASSET (Pröhl et al., 2003).

Efficacité biologique relative

Les différents types de rayonnements (α , β , γ , neutrons) ont à même énergie déposée (ou dose absorbée) des effets différents sur les organismes exposés. En effet, si l'effet d'un rayonnement se mesure à la base en termes physiques par la quantité d'énergie déposée dans une masse donnée de matière (dose absorbée), ce n'est qu'un des aspects rendant compte des dommages biologiques potentiels associés. Le détriment sera de fait plus grand par unité d'énergie quand celle-ci est déposée sur une distance plus courte. Ainsi, une particule alpha cédant toute son énergie sur une très courte distance provoquera des dommages biologiques très supérieurs à un rayonnement gamma de parcours plus long. L'intensité des effets est également influencée par d'autres paramètres, comme la masse de matière biologique recevant l'énergie, ou encore la sensibilité des tissus exposés. Le concept d'efficacité biologique relative (EBR) a été créé pour exprimer ces différences.

L'EBR est définie comme le rapport entre la dose résultant de l'exposition à un rayonnement de référence et la dose résultant de l'exposition au rayonnement testé nécessaire pour obtenir le même niveau d'effet. Usuellement, le rayonnement de référence employé est un rayonnement X de faible transfert linéaire d'énergie (e.g., rayons X, rayonnement γ du ^{60}Co ou du ^{137}Cs , etc.). L'EBR varie en fonction de la sensibilité des tissus exposés, de la durée d'exposition, etc. Elle se traduit par l'emploi d'un facteur de pondération radiologique noté W_R , croissant avec l'efficacité du rayonnement et représentatif de l'EBR pour les effets stochastiques à faible dose. Le produit de la dose absorbée par ce facteur, appelé dose équivalente, intègre alors la dangerosité du rayonnement. Dans une optique réglementaire, la simplification adoptée consiste à utiliser un facteur unique (facteur de qualité) pour chaque type de rayonnement, dérivé du facteur de pondération radiologique W_R .

Le concept de dose équivalente a été défini en radioprotection de l'homme. Les valeurs du facteur de pondération radiologique W_R sont ainsi fixées pour l'espèce humaine, elles varient entre 1 (pour les rayonnements γ) et 20 (pour les rayonnements α). En radioprotection de l'environnement, il n'existe pas à ce jour de consensus sur les valeurs du facteur de pondération radiologique à employer. Lorsqu'une valeur est appliquée, c'est généralement au titre de l'analyse de sensibilité. L'outil ERICA (Beresford *et al.*, 2007) propose ainsi par défaut d'utiliser 1 pour les rayonnements β et γ , 3 pour les rayonnements β de faible énergie et 10 pour les rayonnements α . Ces valeurs sont applicables à la seule exposition interne. Lorsque la pondération par le facteur de pondération radiologique W_R est utilisée, le terme employé en radioprotection de l'environnement est alors (débit de) dose pondérée.

Bruit de fond naturel

Les milieux naturels et les organismes vivants sont naturellement radioactifs, du fait de la présence parmi les éléments les composant de radioisotopes comme le potassium 40. La faune et la flore sont donc naturellement exposées à des rayonnements ionisants, et la caractérisation de cette exposition est nécessaire à l'évaluation du risque radioécologique. En effet, les critères de protection proposés aujourd'hui vis-à-vis des effets d'une exposition aux rayonnements ionisants s'appliquent à l'exposition ajoutée du fait des activités humaines à l'exposition naturelle ; les débits de dose évalués interviennent alors en incrément aux débits de dose ou doses associées au bruit de fond naturel.

Diverses études présentent des valeurs de bruit de fond pour l'exposition naturelle. Gomez-Ros *et al.* (2004) ont estimé pour les organismes terrestres une exposition naturelle externe variant de 0,01 à 0,09 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Le principal contributeur à ces débits de dose est le potassium 40, ainsi que pour l'exposition interne. Les débits de dose associés à cette dernière sont d'après ces auteurs plus variables. L'outil ERICA (Beresford *et al.*, 2007) propose également des gammes de variation des débits de dose naturels totaux pour les organismes terrestres, recouvrant la précédente puisque allant de 0,01 à 1,1 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ (figure 5). Les données utilisées pour renseigner l'outil ERICA ont été réévaluées par Beresford *et al.* (2008) pour la vie sauvage en Angleterre et au pays de Galle. Ces auteurs ont ainsi déterminé les débits de dose absorbés pour huit organismes de référence (herbe, pin, ver de terre, abeille, grenouille, canard, cerf et rat). En appliquant la pondération relative à l'EBR utilisée dans l'outil ERICA (cf. paragraphe précédent), ils obtiennent une gamme de variation allant de 0,07 à 0,61 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, logiquement cohérente avec les valeurs précédemment obtenues.

Brown *et al.* (2004) ont évalué les doses reçues par les organismes aquatiques exposés aux radionucléides naturels et présentent leurs résultats comme une approche qualitative basée sur l'information disponible, complétée de nombreuses hypothèses. Les organismes marins sont ainsi d'après ces auteurs exposés à des débits de dose pondérés (intégrant l'EBR) variant de 0,08 (poisson) à 27 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ (crustacé) quand les débits de dose reçus par les organismes d'eau douce vont de 0,12 (poisson pélagique) à 57 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ (macrophyte). Les contributions majeures sont celles du polonium 210 et du radium 226. Ces valeurs sont

celles reportées dans l'outil ERICA pour les milieux marin (figure 6) et aquatique continentale (figure 7). La compilation la plus récente (Hosseini *et al.*, 2010) indique des débits de dose moyens variant de 0,37 à 1,9 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, les valeurs les plus élevées concernant les organismes marins. Une exception notable à ce constat concerne les végétaux d'eau douce, dont les débits de dose varient naturellement entre 0,7 et 4,2 $\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, vraisemblablement en lien avec une incorporation plus importante des radionucléides ^{226}Ra , ^{210}Po et ^{232}Th . À cela s'ajoute l'effet de la pondération de la contribution des émetteurs α .

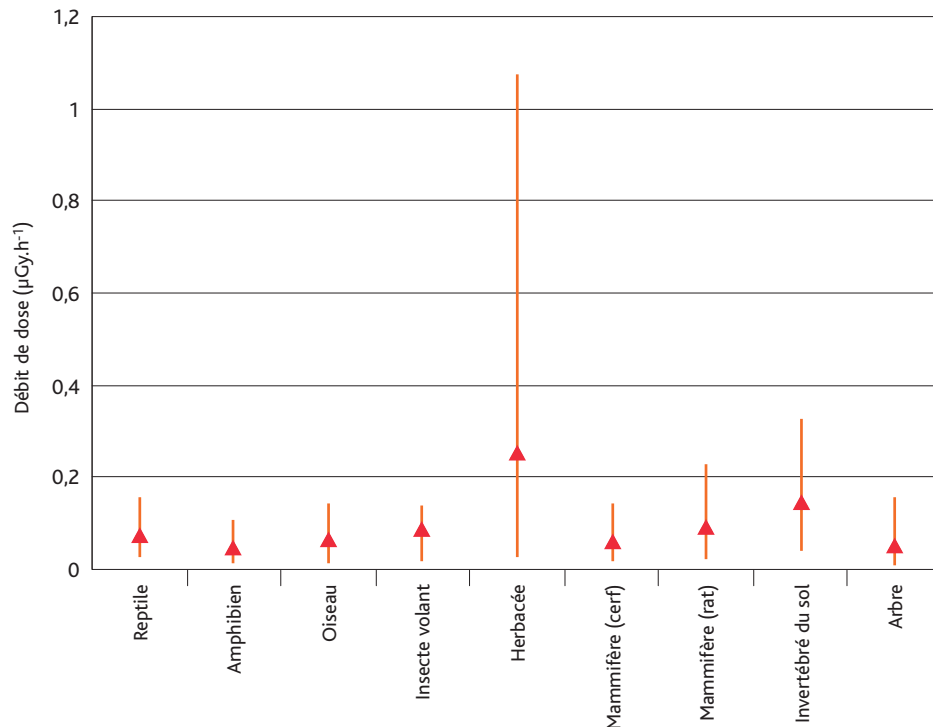


Figure 5 : débits de dose naturels totaux pour les organismes terrestres d'après ERICA (— : gamme de variation ; ▲ : valeur typique, associée aux concentrations d'exposition moyennes).

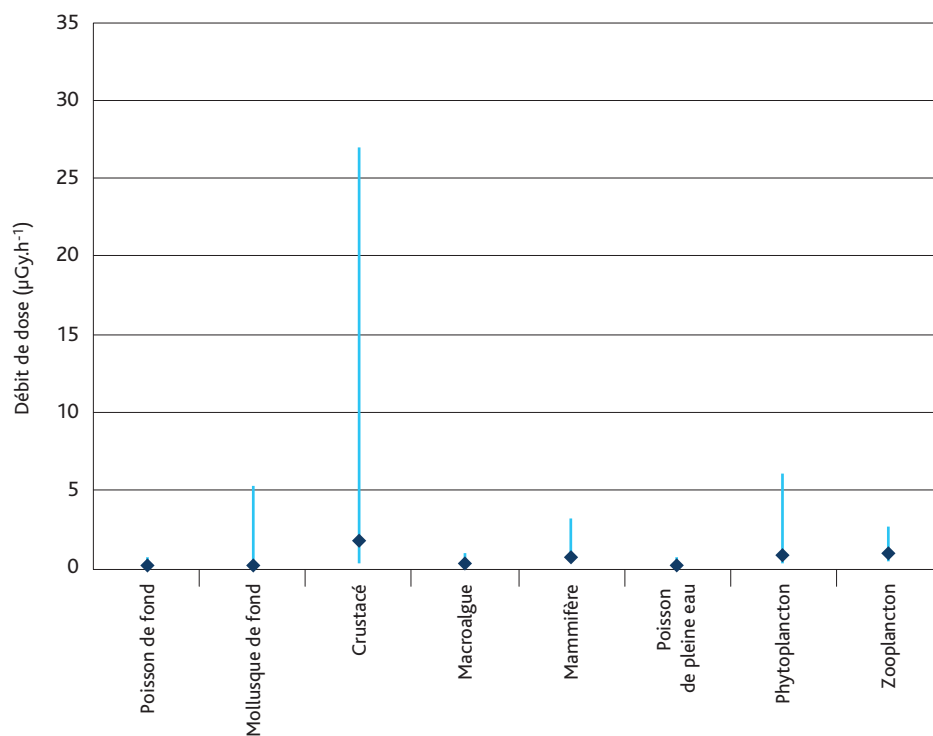


Figure 6 : débits de dose naturels totaux pour les organismes marins d'après ERICA (— : gamme de variation ; ◆ : valeur typique dérivée des concentrations d'exposition moyenne).

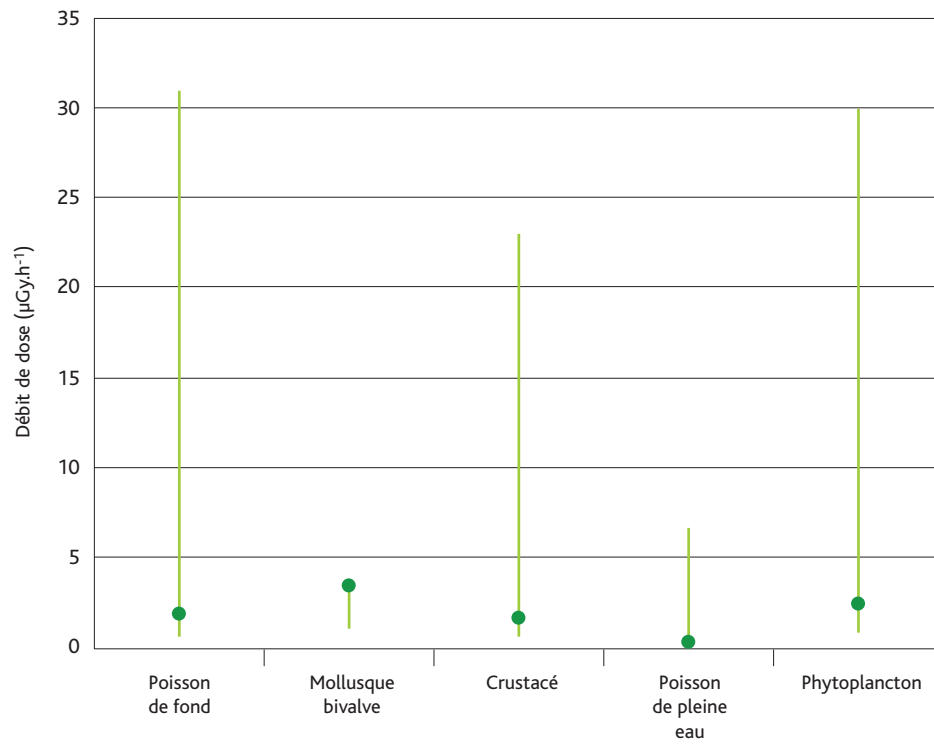


Figure 7 : débits de dose naturels totaux pour les organismes d'eau douce d'après ERICA (— : gamme de variation ; ● : valeur typique).

Références

Beaugelin-Seiller K, Jasserand F, Garnier-Laplace J, Gariel JC (2006). Modelling the radiological dose in non-human species : principles, computerization and application. *Health Phys*, **90** : 485-493.

Beresford N, Brown J, Coplestone D, Garnier-Laplace J, Howard B, Larsson CM, Oughton D, Pröhl G, Zinger I (2007). D-ERICA: An Integrated Approach to the Assessment and Management of Environmental Risks from Ionising Radiation. Final Deliverable to the project "ERICA", Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management. Contract N° FI6R-CT-2004-508847, Swedish Radiation Protection Authority.

Beresford NA, Barnett CL, Jones DG, Wood Md, Appleton JD, Breward N, Coplestone D (2008). Background exposure rates of terrestrial wildlife in England and Wales. *J. Environ. Radioactiv*, **99**(9) : 1430-1439.

Brown JE, Jones SR, Saxen R, Thorring H, Vives I Battle J (2004). Radiation doses to aquatic organisms from natural radionuclides. *J. Radiol. Prot.* **24** : A63-A77.

CIPR (1975). Report of the Task Group on Reference Man. *Annals of the ICRP*, **23** : 1-480.

Gomez-Ros JM, Pröhl G, Taranenko V (2004). Estimation of internal and external exposures of terrestrial reference organisms to natural radionuclides in the environment. *J. Radiol. Prot.* **24** : A79-A88.

Hosseini A, Beresford NA, Brown JE, Jones DG, Phaneuf M, Thørring H and Yankovich T (2010). Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments. *J. Radiol. Prot.* **30** : 235-264.

Pröhl G, Brown J, Gomez-Ros J-M, Jones S, Woodhead D, Vives J, Taranenko V and Thorring H (2003). Dosimetric models and data for assessing radiation exposure to biota. Deliverable 3 to the project "FASSET", Framework for the Assessment of Environmental Impact, Contract N° FIGE-CT-2000-00102. Swedish Radiation Protection Authority.