

IRSNINSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives

Adaptation au cas des sites miniers de Haute Vienne

Rapport DEI/SECRE n° 07-035

K. Beaugelin-Seiller, J. Garnier-Laplace

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'INTERVENTION
Service d'Étude sur le Comportement des Radionucléides dans les Ecosystèmes

Demandeur	GEP mines GT2
Référence de la demande	
Numéro de la fiche programme	08D/E03-007/01 17000035 010
Processus de rattachement	R5

Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives

Adaptation au cas des sites miniers de Haute Vienne

K. Beaugelin-Seiller, J. Garnier-Laplace

Rapport DEI/SECRE n° 07-035

Levée de la restriction de diffusion le 01 septembre 2009

	Réservé à l'unité		Visas pour diffusion		
	Auteur(s)	Vérificateur	Chef du SECRE	Directeur de la DEI	Directeur Général de l'IRSN *
Noms	K. Beaugelin-Seiller	M.O. Gallerand	J. GARNIER-LAPLACE	D. CHAMPION	J. REPUSSARD
Dates	22/11/07	22/11/07	06.12.07	20/12/07	
Signatures					

DIFFUSION : Libre Interne Limitée

*si nécessaire

HISTORIQUE DES MODIFICATIONS

Version	Date	Auteur	Pages ou paragraphes modifiés	Description ou commentaires
V0	20/07/2007	K. Beaugelin-Seiller J. Garnier-Laplace		Émission du document
V1	01/09/2009	K. Beaugelin-Seiller J. Garnier-Laplace		Modification du statut de diffusion

LISTE DE DIFFUSION

Nom	Organisme
Coordinateurs du GT2 GEP mines pour diffusion dans le groupe	
C. Ringeard	IRSN/DRPH/SER/UETP
O. Catelinois	InVS
D. Champion	DEI/Dir
D. Boulaud	DEI/Dir
J.C. Gariel	DEI/Dir
P. Calmon	DEI/SECRE/LME
D. Boust	DEI/SECRE/LRC
R. Gilbin	DEI/SECRE/LRE
D. Gay	DEI/SARG
J.M. Peres	DEI/SESURE

RESUME

Les méthodes (hypothèses, équations, paramètres et choix associés) présentées dans ce document constituent la base sur laquelle les travaux d'évaluation du risque aux écosystèmes aquatiques ont/seront conduits dans le cadre du GT2 du GEP mines. Ces méthodes sont destinées à :

(1) quantifier en première approche - ou étape dite de screening- l'impact et le risque potentiel des rejets issus des installations minières à l'échelle d'un bassin versant et pour une période donnée. La méthode de screening développée permet de conduire en parallèle l'évaluation du risque radioécologique (ensemble des radionucléides des familles de l'uranium) et celle du risque chimique associé à l'uranium.

(2) raffiner la caractérisation du risque radioécologique et/ou chimique lorsque un risque potentiel est révélé par le screening. Ce raffinement est fondé sur la mise en œuvre de méthodes probabilistes.

Fondue avec la méthode conventionnelle d'évaluation du risque écologique mise en œuvre pour toute substance chimique rejetée dans l'environnement, l'approche proposée pour les substances radioactives suit l'articulation de la méthode ERICA, méthode graduée dont la première étape d'analyse est un screening. Le principe de ce screening est de proposer une méthode simple permettant de caractériser le risque environnemental associé aux radionucléides sur la base d'hypothèses conservatives et de peu de données d'entrée. L'approche retenue consiste à calculer un indice de risque (déterministe) en comparant les concentrations d'exposition dans les milieux constitutifs des écosystèmes (ou PEC, Predicted Environmental Concentration) avec les concentrations limites dites sans effet (valeur de référence ou valeur benchmark dite PNEC, Predicted No Effect Concentration) dans ces mêmes milieux, au moyen de leur rapport. Cette approche repose sur l'hypothèse de l'additivité des risques, cohérente avec celle appliquée dans le domaine chimique lorsque plusieurs substances sont présentes : le risque total pour un milieu au sein d'un écosystème donné résulte de la somme des risques évalués pour chacun des radionucléides dans ce milieu. Ce document décrit l'adaptation de l'étape de screening dans le cadre de rejets de substances radioactives au sein des écosystèmes aquatiques récepteurs en lien avec l'exploitation/gestion passée et actuelle de sites miniers uranifères.

Les valeurs de concentrations d'exposition dans les milieux (PEC) sont obtenues par mesure lorsqu'elles existent, sinon par modélisation des transferts de radionucléides au sein des écosystèmes.

Les valeurs de concentrations limites dans l'environnement (PNEC) sont obtenues par rétro-calcul sur la base du débit de dose sans effet (PNEDR, Predicted No Effect Dose Rate). Pour chaque milieu d'exposition - air, eau, sédiment - au sein de l'écosystème aquatique, ce rétro-calcul est appliqué pour l'ensemble des combinaisons possibles (organisme de référence, radionucléide). Il fournit les concentrations de chaque radionucléide dans chaque milieu exprimées en Bq par unité de masse ou de volume correspondant au débit de dose sans effet (en Gy par unité de temps) pour chacun des organismes de référence présents dans l'écosystème. Parmi l'ensemble de ces valeurs, la concentration limite sélectionnée ou valeur de référence est la valeur minimale obtenue parmi tous les résultats de rétro-calcul soit une valeur par milieu et par radionucléide. Pour les écosystèmes aquatiques, il s'agit de calculer un indice de risque pour chacun des milieux concernés : eau, sédiment et air. Enfin, par écosystème et pour chaque milieu, l'indice de risque total est la somme de tous les indices élémentaires calculés pour chaque radionucléide du terme-source. C'est la comparaison de cet indice total à la valeur unitaire qui est interprétée pour conclure sur la possibilité d'occurrence d'un risque à l'écosystème en lien avec l'exposition au terme-source. La définition de ce dernier la plus exhaustive possible (qualité et quantité) est donc capitale pour une évaluation de type screening correcte. La méthode des risques ajoutés est proposée pour prendre en compte l'existence du bruit de fond naturel à l'échelle du bassin versant. La comparaison des deux indices de risques (ajouté et total) permet au final d'appréhender l'importance de la contribution des rejets miniers par rapport au bruit de fond naturel.

Ce document présente également la manière dont le risque chimique associé à l'uranium est diagnostiqué en étape de screening. Enfin, sont présentés les principes de base des méthodes probabilistes qui seront utilisées uniquement pour les cas où l'indice de risque ajouté calculé lors de l'étape du screening est supérieur à 1, qu'il s'agisse de risque radioécologique ou chimique.

MOTS-CLES

Risque, écosystème aquatique continental, radionucléides, screening, mines, uranium, chimiotoxicité, radiotoxicité

SOMMAIRE

Liste des Codes et Notations

1 INTRODUCTION	13
2 PRINCIPES DU SCREENING	14
3 FORMULATION DU PROBLÈME	19
3.1 ÉCHELLES DE TEMPS ET D'ESPACE	19
3.2 RADIONUCLÉIDES CONSIDÉRÉS	20
3.3 ORGANISMES DE RÉFÉRENCE	22
3.4 MODÈLE CONCEPTUEL ET ÉQUATIONS ASSOCIÉES.....	23
3.4.1 scénarios d'exposition des organismes	23
3.4.2 exposition externe.....	24
3.4.3 exposition interne	24
3.5 PARAMETRISATION	28
3.5.1 facteurs d'occupation d'un milieu (OF)	28
3.5.2 coefficients de conversion de dose (DCC)	28
3.5.3 coefficients de transfert agrégés à l'équilibre (TAG)	28
3.5.4 détermination de D.....	29
4 ANALYSE DES EXPOSITIONS	31
4.1 DONNÉES NÉCESSAIRES.....	31
4.2 DONNÉES DISPONIBLES	31
4.3 CHOIX METHODOLOGIQUES ILLUSTRÉS PAR L'EXEMPLE DU BASSIN VERSANT DU RITORD	32
4.3.1 zone de référence	32
4.3.2 période d'étude.....	32
4.3.3 prise en compte des filiations	32
4.3.4 Prise en compte des seuils de détection.....	33
4.3.5 concentrations dans l'eau.....	33
4.3.6 concentrations dans les sédiments.....	34
4.3.7 concentrations dans l'air	34
4.4 CONCENTRATIONS D'EXPOSITION	34
5 ANALYSE DES EFFETS	38
5.1 DÉTERMINATION DE LA PNEDR.....	38
5.1.1 détermination des PNEC	40
6 CARACTÉRISATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE CHRONIQUE	41
7 CARACTÉRISATION DU RISQUE CHIMIQUE CHRONIQUE POUR L'URANIUM, HYPOTHÈSES ET DONNÉES DE BASE	41
8 PRINCIPES DE BASE DES MÉTHODES PROBABILISTES D'ÉVALUATION DU RISQUE CHIMIQUE OU RADIOLOGIQUE	43
9 PERSPECTIVES D'APPLICATION DES MÉTHODES PRÉSENTÉES DANS LE CADRE DU GT2 DU GEP MINES	44
10 RÉFÉRENCES	44

11	LISTE DES TABLEAUX	46
12	LISTE DES FIGURES	47
13	ANNEXE A : PROPRIETES DES ORGANISMES DE RÉFÉRENCE	49
13.1	PRINCIPES GÉNÉRAUX.....	49
13.1.1	forme des organismes	49
13.1.2	localisation vis-à-vis des milieux d'exposition.....	49
13.2	ESPÈCES MODÈLES.....	50
13.3	TABLEAUX RÉCAPITULATIFS.....	50
14	ANNEXE B : PROPRIÉTÉS DES MILIEUX	53
15	ANNEXE C : CALCULS DES COEFFICIENTS DE TRANSFERT AGRÉGÉS À L'ÉQUILIBRE (TAG)	54
15.1	CAS DES VÉGÉTAUX	54
15.2	CAS DES ANIMAUX	55
15.2.1	Exposition à l'air (inhalation)	55
15.2.2	Exposition au sédiment (inhalation de particules de sédiment)	55
15.2.3	Exposition à l'eau	56
15.2.4	Exposition trophique.....	56
15.2.5	Synthèse par milieu	57
16	ANNEXE D : MODÈLES ALLOMÉTRIQUES	58
16.1	DÉTERMINATION DES RATIONS ALIMENTAIRES.....	58
16.2	DÉTERMINATION DES PERIODES	58
17	ANNEXE E : MODÈLES DE TRANSPORT SIMPLIFIÉ	59
18	ANNEXE F : CORRECTION INHALATION VS INGESTION	60
19	ANNEXE G : VALEURS DES PARAMÈTRES	63
20	ANNEXE H : CONCENTRATIONS EN RADIONUCLEIDES DES SÉDIMENTS ...	72
20.1	DÉTERMINATION DU KD URANIUM.....	72
20.2	RAPPORT POIDS FRAIS/POIDS SEC	72
21	ANNEXE I : DONNÉES D'ECOTOXICITE DE BASE	74

CODES ET NOTATIONS

Principes communs de codification des indices utilisés

ext : exposition externe

i : radionucléide considéré

int : exposition interne

medium : milieu conduisant à une exposition directe ou indirecte

Se décline en :

Air : air

Water : eau

Sed : sédiment

o : organisme considéré

Notations et unités

L'évaluation se faisant à l'équilibre en un point, la dépendance spatio-temporelle des variables est sans objet, et n'est donc pas reportée dans les équations. Pour faciliter l'écriture, les facteurs dont dépendent les variables, comme le radionucléide ou le compartiment, ne sont pas reportés en indice de la variable considérée, mais écrits entre parenthèses.

Au fil du texte, les unités ne sont pas rappelées lorsque les variables sont utilisées dans les équations, le lecteur se reportera systématiquement à la liste ci-dessous. De même, et sauf mention contraire, il est spécifié que toutes les unités exprimées relativement à une masse se rapportent au poids frais du compartiment considéré : aucun rappel ne sera fait à ce sujet dans le corps du document.

Notations latines

BCF(i,o)	$\text{Bq.kg}^{-1} / \text{Bq.l}^{-1}$	Facteur intégré de bioconcentration du radionucléide i par l'organisme o à partir de l'eau
C(i,air)	Bq.m^{-3}	Concentration du radionucléide i dans l'air
C(i,dis)	Bq.m^{-3}	Concentration du radionucléide i dans la phase dissoute dis
C(i,food)	Bq.kg^{-1}	Concentration en radionucléide i de l'aliment food (calcul)
C(i,o)	Bq.kg^{-1}	Concentration du radionucléide i dans l'organisme o
C(i,sed)	Bq.kg^{-1}	Concentration du radionucléide i dans le sédiment en place (fond ou berge) sed, usuellement exprimée en poids sec

$C(i, \text{wat})$	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$	Concentration du radionucléide i dans l'eau brute
$C_{\text{air}}(i, \text{veg})$	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Concentration du radionucléide i dans le végétal veg , exprimée en poids frais, résultant du processus de dépôt foliaire à partir de l'air
$C_{\text{medium}}(i, o)$	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Concentration du radionucléide i dans le milieu medium de l'écosystème considéré, issu du rétro-calcul à partir de l'organisme o
$C_{\text{source}}(i, \text{ani})$	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Concentration en radionucléide i de l'animal ani par exposition à la source
$CF(i, \text{ani})$	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$	Facteur de concentration du radionucléide i par l'animal ani par transfert direct à partir de l'eau
$d_{\text{air}}(i)$	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$	Débit de dépôt du radionucléide i sur le feuillage à partir de l'air
$D(i, \text{fol})$	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$	Débit de dépôt total du radionucléide i sur le feuillage fol
$DCC_{\text{medium, ext}}(i, o)$	$\mu\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$ par $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Coefficient de conversion de dose relatif à l'exposition externe de l'organisme o au radionucléide i présent dans le milieu medium de l'écosystème CONSIDÉRÉ
$DCC_{\text{int}}(i, o)$	$\mu\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$ par $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	Coefficient de conversion de dose relatif à l'exposition interne de l'organisme o au radionucléide i
f_1	(-)	Facteur correctif des coefficients de dose inhalation/ingestion (donnée)
$F(i)$	$\text{j} \cdot \text{kg}^{-1}$	Facteur de transfert à l'animal (muscle) par ingestion. Par défaut, les valeurs données se rapportent aux mammifères terrestres herbivores (AIEA, 2001).
$INC_{\text{source}}(i, \text{ani})$	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$	Flux de radionucléide i incorporé par l'animal ani <i>via</i> la voie source
$ING_{\text{food}}(i, \text{ani})$	$\text{Bq} \cdot \text{s}^{-1}$	Activité incorporée par l'animal ani par l'ingestion d'aliments food en fonction du temps

$ING_{wat}(i, ani)$	$Bq \cdot s^{-1}$	Activité en radionucléide i incorporée par l'animal ani à la suite de l'ingestion d'eau d'abreuvement en fonction du temps
$INH_{air}(i, ani)$	$Bq \cdot s^{-1}$	Activité incorporée pour le radionucléide i par inhalation d'air en fonction du temps par l'animal ani
$INH_{res}(i, ani)$	$Bq \cdot s^{-1}$	Activité incorporée pour le radionucléide i par inhalation de sol en fonction du temps par l'animal ani
$Kd(i, SM)$	$m^3 \cdot kg^{-1}$	Coefficient de partage eau-MES (SM, Suspended Matter) du radionucléide i , usuellement exprimé en poids sec
$m(o)$	kg	Masse fraîche de l'organisme o
$OF_{medium}(o)$	adimensionnel	Facteur correctif d'occupation du milieu $medium$ par l'organisme o dans l'écosystème considéré
$PEC_{medium}(i)$	$Bq \cdot kg^{-1}$	Concentration d'exposition au radionucléide i dans le milieu $medium$, ou Predicted Environmental Concentration, dans l'écosystème considéré
$PEDR_{medium}(i, o)$	$\mu Gy \cdot h^{-1}$	Débit de dose total attendu, ou Predicted Environmental Dose Rate, résultant de l'exposition de l'organisme o au radionucléide i dans le milieu $medium$ de l'écosystème considéré
$PEDR_{medium, ext}(i, o)$	$\mu Gy \cdot h^{-1}$	Débit de dose attendu lié à l'exposition externe de l'organisme o au radionucléide i dans le milieu $medium$ de l'écosystème considéré
$PEDR_{medium, int}(i, o)$	$\mu Gy \cdot h^{-1}$	Débit de dose attendu lié à l'exposition interne de l'organisme o au radionucléide i dans le milieu $medium$ de l'écosystème considéré
$PNEC_{medium}(i)$	$Bq \cdot kg^{-1}$	Concentration sans effet du radionucléide i dans le milieu $medium$, ou Predicted No Effect Concentration, dans l'écosystème considéré
$PNEC_{medium}(i, o)$	$Bq \cdot kg^{-1}$	Concentration sans effet du radionucléide i

pour l'organisme o dans le milieu medium

PNEDR	$\mu\text{Gy}\cdot\text{j}^{-1}$	Débit de dose sans effet, ou Predicted No Effect Dose Rate, défini comme valeur de référence pour le screening pour l'écosystème considéré
$R_{\text{air}}(\text{ani})$	$\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$	Volume d'air inhalé par l'animal ani (donnée ou calcul, cf. annexe F)
R_{medium}	adimensionnel	Indice total de risque radiologique pour le milieu medium dans l'écosystème considéré
$R_{\text{medium}}(i)$	adimensionnel	indice de risque lié au radionucléide i pour le milieu medium dans l'écosystème considéré
$R_{\text{food}}(\text{ani})$	$\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$	Ration alimentaire de l'animal ani pour l'aliment food (donnée ou calcul)
$R_{\text{res}}(\text{ani})$	$\text{kg}_{\text{sol sec}}\cdot\text{s}^{-1}$	Masse de sol sec en resuspension inhalé par l'animal ani (donnée ou calcul, cf. annexe F)
$R_{\text{wat}}(\text{ani})$	$\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$	Ration en eau d'abreuvement de l'animal ani (donnée ou calcul)
S	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	Charge en matière en suspension de l'eau ; par défaut (AIEA , 2001): <ul style="list-style-type: none"> - $5 \cdot 10^{-2} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ en rivière ; - $1 \cdot 10^{-2} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les eaux côtières. Usuellement exprimé en poids sec
$t_{\text{bio}}(i,\text{ani})$	s	Demi-vie biologique du radionucléide i dans l'animal ani
$t_{\text{ref}}(o)$	s	Durée de vie maximale de l'organisme o
t_{sed}	s	Temps de sédimentation ; par défaut, 1 an (AIEA, 2001).
$\text{TAG}_{\text{medium}}(i,o)$	$\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1} / \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$	Facteur de transfert agrégé du radionucléide i du milieu medium vers l'organisme o dans l'écosystème considéré, sous l'hypothèse de l'équilibre entre le milieu et l'organisme
$\text{TAG}_{\text{source}}(i,\text{ani})$	$\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1} / \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$	Facteur de bioconcentration du radionucléide i par l'animal ani par la voie source

$V(o)$	m^3	Volume de l'organisme o
$V_d(i)$	$m.j^{-1}$	Vitesse de dépôt sec du radionucléide i
$V_T(i)$	$m.j^{-1}$	Vitesse équivalente de dépôt total du radionucléide i sur le feuillage ; par défaut (IAEA, 2001) : - 1000 $m.j^{-1}$ pour les aérosols et les gaz réactifs - 0 $m.j^{-1}$ pour tritium, carbone 14 et gaz non réactifs
$V_w(i)$	$m.j^{-1}$	Vitesse de dépôt humide du radionucléide i

Notations grecques

α	$m^2.kg^{-1}$	Facteur d'interception massique : ce paramètre peut être estimé par le rapport LAI/rendement - fétuque : LAI = 1.6 $m^2.kg^{-1}$ (Müller et Pröhl, 1993) ; rendement frais 2.5 $kg.m^{-2}$ (http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/saa2006T3.pdf) : rendement des surfaces toujours en herbe de l'ordre de 5000 $kg.ha^{-1}$ en poids sec, soit environ 2.5 $kg.m^{-2}$ en poids frais (teneur en eau de 80 %) ; - pin : LAI = 14 $m^2.kg^{-1}$ (Calmon et Murlon, 2003) ; rendement frais 0.7 $kg.m^{-2}$ (Burns, 2000)
β_1, β_2	(-)	Coefficients de l'équation allométrique de demi-vie biologique
Δt	h	Temps d'exposition considéré
λ_i	s^{-1}	Constante de décroissance radioactive du radionucléide i
$\lambda_{i,bio}$	s^{-1}	Constante de décroissance biologique du radionucléide i dans les animaux
$\lambda_{i,w}$	s^{-1}	Constante de perte du radionucléide i sur les végétaux du fait des processus autres que la décroissance radioactive ; par défaut (AIEA, 2001) : 0.05 j^{-1}
ρ	$kg.m^{-3}$	Masse volumique du sédiment en place
$\rho(o)$	$kg.m^{-3}$	Masse volumique de l'organisme o

1 INTRODUCTION

Le Groupe d'Expertise Pluraliste (GEP) créé sur la demande des Ministres chargés de la santé, de l'écologie et de l'industrie et officiellement mis en place le 29 juin 2006, a pour mission d'analyser la problématique des anciennes exploitations uranifères d'AREVA NC en Haute Vienne au regard des impacts sur l'homme et l'environnement. Une analyse préliminaire du volet relatif à l'impact environnemental des sites miniers à l'échelle du bassin versant du Ritord a été réalisée par l'IRSN dans le cadre de l'expertise globale que l'Institut a menée sur le bilan décennal environnemental 1994-2003 produit par AREVA NC (AREVA, 2004). Cette analyse a conduit notamment à proposer d'appliquer la méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives mise en place dans le cadre du projet européen ERICA¹ (ERICA, 2007). Dans le contexte d'application attendu par le GEP, il s'agit, sur la base des données existantes de surveillance de l'environnement, de quantifier la probabilité de l'existence d'un risque potentiel sur les écosystèmes aquatiques (cours d'eau, retenues, lacs...) de la Haute Vienne en liaison avec les rejets liquides de toutes natures attribuables à la gestion passée et actuelle des sites miniers par AREVA NC (Établissement de Bessines) (Garnier-Laplace et Beaugelin, 2006; IRSN, 2007). D'une manière générale, l'évaluation du risque écologique peut s'effectuer de manière graduée, débutant par une première étape visant à utiliser les données historiques pour justifier le choix d'un nombre limité d'écosystèmes les plus exposés pour lesquels, en deuxième étape, une évaluation détaillée du risque peut être conduite si elle est nécessaire. Elle fournit les premiers éléments de base relatifs à la mise en place d'un plan de suivi écologique et/ou la conduite d'essais d'écotoxicité en laboratoire ou *in situ* dans le cas où l'analyse des effets serait à préciser.

Dans le cadre du GT2² du GEP, il a été décidé de procéder à l'examen en première approche - ou étape dite de screening- de l'impact écologique (et du risque) potentiel des rejets issus des installations minières du bassin versant du Ritord. La première étape de la méthode graduée retenue pour l'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides dans le cadre du projet ERICA a déjà fait l'objet d'une adaptation et d'une application aux rejets liquides et gazeux des centres nucléaires de production d'électricité (Beaugelin *et al.*, 2006). Elle a donc été ici adaptée au cas des effluents miniers, et restreinte logiquement aux écosystèmes récepteurs représentés par des écosystèmes aquatiques continentaux.

La démarche générale proposée est récapitulée et implémentée en matière de modèles conceptuels simples pour ce qui concerne les transports/transferts des substances radioactives au sein des écosystèmes aquatiques continentaux récepteurs et le calcul dosimétrique à la faune et la flore qui en découle. Les paramètres associés sont également fournis, afin de pouvoir mener à son terme une évaluation du risque aux écosystèmes de type screening. Les aspects d'analyse de l'exposition sont complétés par ceux se rapportant à l'analyse des effets, sur la base des connaissances acquises précédemment (Garnier-Laplace *et al.*, 2006). Ces données sont utilisées pour le calcul déterministe d'un indice de risque pour l'écosystème aquatique.

¹ ERICA : Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management. 6th Framework Programme.

² Ce Groupe de Travail est dédié à l'évaluation des impacts environnemental et sanitaire.

2 PRINCIPES DU SCREENING

La méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides proposée suit globalement dans son articulation la méthode ERICA, méthode graduée dont la première étape d'analyse est un screening (ERICA, 2005; ERICA, 2007). Seule cette première étape est décrite ici. Les principes adoptés dans ce cadre sont inspirés des démarches notamment développées par l'US-DOE (USDOE, 2002) et l'UK-EA (Coppelstone *et al.*, 2001). Fondue avec la méthode traditionnelle d'évaluation du risque écologique mise en œuvre pour toute substance chimique rejetée dans l'environnement, l'étape de screening est résolue selon une méthode simple permettant de caractériser le risque environnemental associé aux radionucléides, sur la base d'hypothèses conservatives et d'un nombre restreint de données d'entrée. A l'instar de la méthode européenne d'évaluation du risque environnemental associé aux substances chimiques décrite dans le guide technique européen ou Technical Guidance Document (EC, 2003), elle comprend quatre composantes :

- la formulation du problème, ou identification des dangers, qui vise à réunir toutes les informations disponibles concernant les sources (inventaire qualitatif et quantitatif des contaminants à considérer) et les scénarios de rejets, les cibles à protéger dans les écosystèmes récepteurs, et les relations possibles entre les sources et ces cibles ; cette composante repose sur l'adoption d'un modèle conceptuel simplifié d'écosystème récepteur où tous les milieux ou habitats des organismes vivants sont représentés (i.e., eau, sédiment, berge, air pour un écosystème aquatique continental) et pour lequel une représentation simplifiée de la structure et du fonctionnement est définie par la sélection d'un nombre limité d'organismes dits de référence. Ces organismes sont des représentants d'espèces animales ou végétales, associés à un niveau trophique et à un mode de vie.
- l'analyse des expositions, qui vise à déterminer par la mesure ou le calcul les concentrations auxquelles les cibles définies sont ou peuvent être exposées (PEC, Predicted Environmental Concentration) ;
- l'analyse des effets, qui a pour objet la détermination des concentrations prévues sans effet (valeur de référence ou valeur benchmark dite PNEC, Predicted No Effect Concentration) par l'examen critique des relations dose-réponse associées à chaque contaminant et à chaque espèce ; les effets d'intérêt sont dans le cas des écosystèmes des effets de type déterministe, pertinents au regard de la dynamique des populations des espèces (*e.g.* croissance, reproduction, survie).
- la caractérisation du risque, par le calcul d'un indice déterministe comparant les PEC dans les milieux constitutifs des écosystèmes avec les PNEC dans ces mêmes milieux, au moyen de leur rapport.

Cette approche repose sur l'hypothèse de l'additivité des risques, cohérente avec celle appliquée dans le domaine chimique lorsque plusieurs substances sont présentes : le risque total pour un milieu au sein d'un écosystème donné résulte de la somme des risques évalués pour chacun des radionucléides dans ce milieu. Les radionucléides ayant le même mode d'action, il n'y a *a priori* ni synergie ni antagonisme entre leurs effets. L'additivité des risques individuels représente alors une approche réaliste, plutôt majorante au regard du conservatisme afférent à la détermination du risque associé à chacun des radionucléides pris en considération.

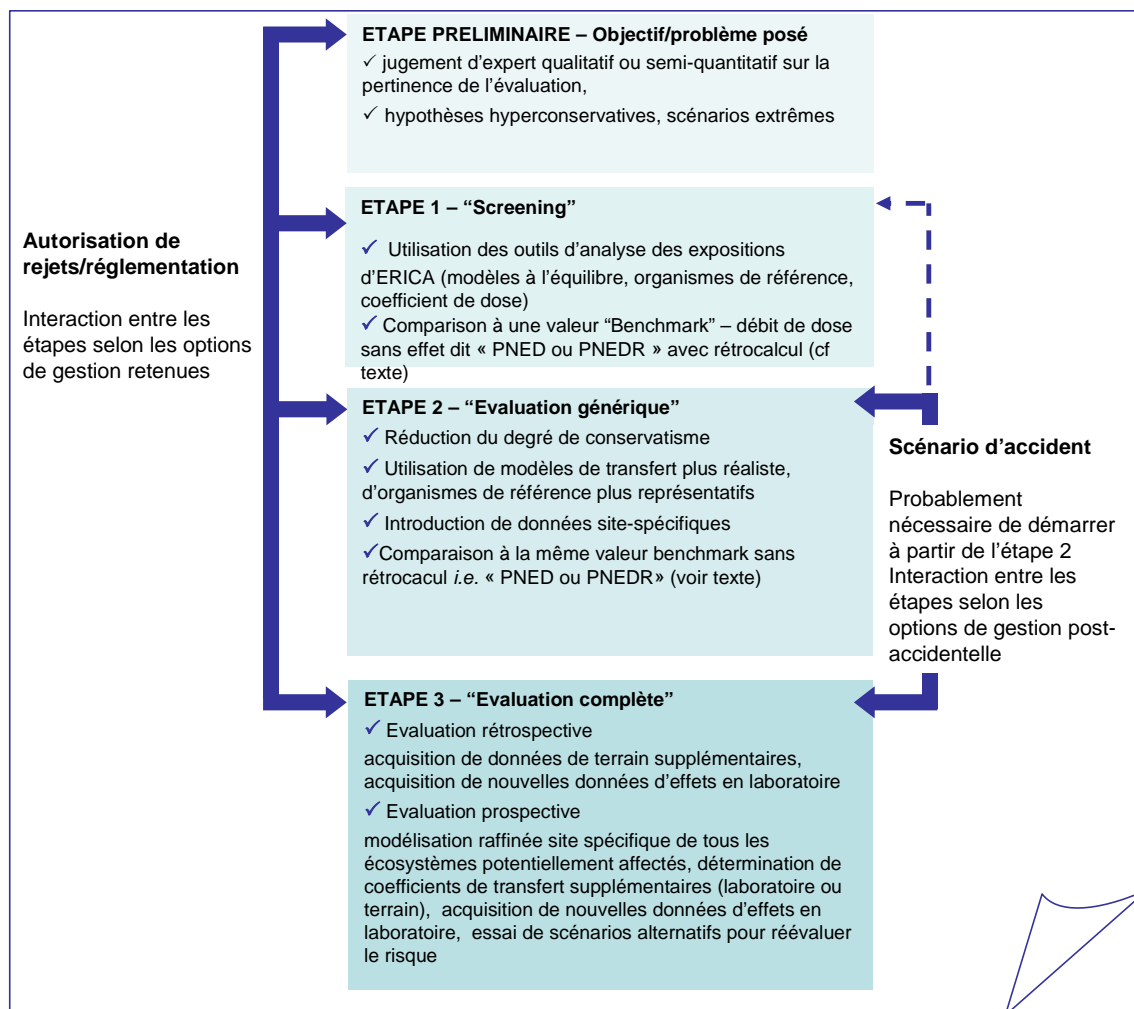


Figure 1 : articulation de l'approche retenue pour la méthode d'évaluation du risque radiologique pour l'environnement dans ERICA, adaptée de (ERICA, 2005).

Les valeurs de concentrations d'exposition dans les milieux (PEC) sont obtenues par mesure dans le meilleur des cas pour les évaluations rétrospectives, sinon par modélisation des transferts de radionucléides au sein des écosystèmes (absence de mesures dans l'environnement ou évaluation prospective).

Les valeurs de concentrations limites dans l'environnement (PNEC) sont obtenues par rétro-calcul sur la base du débit de dose sans effet (PNEDR, Predicted No Effect Dose Rate). Pour chaque milieu d'exposition - air, eau, sol, sédiment - au sein d'un écosystème, ce rétro-calcul est appliqué pour l'ensemble des combinaisons possibles du couple (organisme de référence, radionucléide). Il fournit les concentrations de chaque radionucléide dans chaque milieu exprimées en Bq par unité de masse ou de volume correspondant au débit de dose sans effet (en Gy par unité de temps) pour chacun des organismes de référence présents dans l'écosystème. Parmi l'ensemble de ces valeurs, la concentration limite sélectionnée ou valeur de référence est la valeur minimale obtenue parmi tous les résultats de rétro-calcul, soit une valeur par milieu et par radionucléide. Pour les écosystèmes aquatiques, il s'agit de calculer un indice de risque pour chacun des milieux concernés : eau, sédiment et air. Pour les écosystèmes terrestres, l'indice de risque est calculé pour les milieux sol et air. Le principe mathématique du rétro-calcul a été exposé précédemment (Beaugelin et al., 2006).

Aujourd'hui, et en parallèle d'une évaluation du risque pour l'homme, il est donc possible d'évaluer un risque aux écosystèmes vis-à-vis des substances radioactives pour divers cas d'études. En pratique, après avoir défini l'objectif de l'évaluation, établi la liste des radionucléides concernés, leurs quantité et fréquence d'occurrence (correspondant généralement à des rejets) dans l'environnement et les écosystèmes récepteurs, l'étape préliminaire revient à établir un modèle conceptuel décrivant les liens entre la source d'émission et les différents récepteurs écologiques pour les principaux niveaux d'organisation (écosystème, communauté, population, individu). Si ce lien n'existe pas (*e.g.* l'écosystème à protéger dans le cadre des zones Natura 2000 n'est pas connecté aux sources de radionucléides parce qu'appartenant à un autre bassin versant), il est justifié de ne pas conduire l'évaluation du risque. S'il existe, cette étape doit s'accompagner de l'établissement des correspondances entre les composantes écologiques à protéger et les moyens qu'il est possible de mettre en œuvre dans le cadre d'un suivi écologique pour appréhender les effets sur ces composantes (indice de biodiversité d'une communauté d'invertébrés benthiques par exemple). Ce modèle est décrit de manière plus ou moins raffinée selon l'étape de l'approche graduée. Pour l'analyse des expositions au cours de laquelle sont quantifiées toutes les voies d'exposition retenues au sein du modèle conceptuel pour les toxiques d'intérêt, l'hypothèse d'équilibre est retenue en première approche (étapes 1 et 2) ; elle peut être raffinée en étape 3 en prenant en compte les échelles de temps et d'espace. Les étapes 1 à 3 sont enchaînées si nécessaire (*i.e.* si l'indice de risque est supérieur à 1). Les valeurs benchmarks (PNEDR) sont sélectionnées de manière adéquate en fonction de l'étape : critères génériques en étapes 1 et 2 puis critères spécifiques au contexte d'étude en étape 3.

PRINCIPES MATHÉMATIQUES DU RETRO-CALCUL

à appliquer à la PNEDR pour obtenir la concentration sans effet en cas d'exposition chronique,
pour un radionucléide i et un milieu medium dans un écosystème donné ES

En appliquant la règle d'additivité des risques, l'indice de risque total pour un milieu donné dans l'écosystème d'intérêt s'obtient selon l'Équation 1.

$$R_{ES,medium} = \sum_i R_{ES,medium}(i) \quad \text{Équation 1}$$

L'indice de risque $R_{ES,medium}(i)$ est défini par l'Équation 2.

$$R_{ES,medium}(i) = \frac{PEC_{ES,medium}(i)}{PNEC_{ES,medium}(i)} \quad \text{Équation 2}$$

D'après les choix exposés au paragraphe 14, la valeur de référence conservée par milieu correspond à l'organisme o qui a conduit à l'obtention de la plus faible de toutes les PNEC déterminées par rétro-calcul pour le couple (radionucléide, milieu) d'intérêt dans un écosystème donné, ce qui se traduit par l'Équation 3.

$$PNEC_{ES,medium}(i) = \min[PNEC_{ES,medium}(i,o)] \quad \text{Équation 3}$$

Dans l'écosystème ES, le calcul de la concentration chronique sans effet pour l'organisme o exposé au radionucléide i dans le milieu medium revient alors à résoudre l'Équation 4.

$$C_{ES,medium}(i,o) = PNEC_{ES,medium}(i,o) \Leftrightarrow \frac{PNEDR_{ES}}{PEDR_{ES,medium}(i,o)} = 1 \quad \text{Équation 4}$$

L'évaluation de l'exposition chronique totale se fait par l'équation 5.

$$PEDR_{ES,medium}(i,o) = PEDR_{ES,medium,ext}(i,o) + PEDR_{ES,medium,int}(i,o) \quad \text{Équation 5}$$

La contribution de la voie externe se traduit mathématiquement par l'équation 6.

$$PEDR_{ES,medium,ext}(i,o) = OF_{ES,medium}(o) \cdot PNEC_{ES,medium}(i,o) \cdot DCC_{ES,medium,ext}(i,o)$$

Équation 6

La contribution de la voie interne est estimée par l'équation 7.

$$PEDR_{int}(i,o) = C(i,o) \cdot DCC_{int}(i,o)$$

Équation 7

Avec :

$$C(i,o) = TAG_{ES,medium}(i,o) \cdot PNEC_{ES,medium}(i,o)$$

Équation 8

Soit, en combinant les équations 4 à 8 :

$$I = \frac{PNEDR_{ES}}{OF_{ES,medium}(o) \cdot PNEC_{ES,medium}(i,o) \cdot DCC_{ES,medium,ext}(i,o) + TAG_{ES,medium}(i,o) \cdot PNEC_{ES,medium}(i,o) \cdot DCC_{int}(i,o)}$$

Equation 9

La concentration sans effet lors d'une exposition chronique a donc pour expression l'équation 10 :

$$PNEC_{ES,medium}(i,o) = \frac{PNEDR_{ES}}{OF_{ES,medium}(o) \cdot DCC_{ES,medium,ext}(i,o) + TAG_{ES,medium}(i,o) \cdot DCC_{int}(i,o)}$$

Équation 10

Pour l'étape de screening, c'est la valeur minimale qui est retenue ($PNEC_{ES,medium}(I) = \min [PNEC_{ES,medium}(i,o)]$). A cet effet, une nouvelle variable, D est introduite (Équation 11). Elle peut se décomposer en deux parties (Équation 12), l'une relative à l'exposition externe, l'autre relative à l'exposition interne.

$$D_{ES,medium}(i,o) = OF_{medium}(o) \cdot DCC_{ES,medium,ext}(i,o) + TAG_{ES,medium}(i,o) \cdot DCC_{int}(i,o)$$

Équation 11

$$D_{ES,medium}(i,o) = D_{ES,medium,ext}(i,o) + D_{ES,medium,int}(i,o)$$

Équation 12

Pour résumer, les équations finales permettant de déterminer la PNEC pour une évaluation du risque chronique sont reprises dans l'encadré précédent (équations 1 à 12). Enfin, par écosystème et pour chaque milieu, l'indice de risque total est la somme de tous les indices élémentaires calculés pour chaque radionucléide du terme-source. C'est la comparaison de cet indice total à la valeur unitaire qui est interprétée pour conclure sur la possibilité d'occurrence d'un risque à l'écosystème en lien avec l'exposition au terme-source. La définition de ce dernier la plus exhaustive possible (qualité et quantité) est donc capitale pour une évaluation de type screening correcte.

3 FORMULATION DU PROBLÈME

Le domaine d'application visé est celui de l'évaluation du risque aux écosystèmes aquatiques continentaux soumis aux rejets liquides de toutes natures attribuables à la gestion passée et actuelle de sites miniers uranifères. Le terme 'rejet' est employé au sens large et recouvre tout apport de radionucléide au milieu naturel (*c.a.d* aussi bien les rejets canalisés, les rejets correspondant à du ruissellement ainsi que les rejets diffus). Classiquement, qu'il s'agisse de substances chimiques ou de substances radioactives, l'objet de protection visé lors de l'étape de screening est la structure et le fonctionnement des écosystèmes récepteurs.

3.1 ÉCHELLES DE TEMPS ET D'ESPACE

La méthode est appliquée d'un point de vue rétrospectif, avec comme données d'entrée des concentrations mesurées dans l'environnement.

Pour évaluer un risque chronique aux écosystèmes, *via* des effets potentiels sur leur structure et fonctionnement, l'échelle de temps la plus appropriée est l'année, qui représente une durée d'exposition significative au regard des cycles de vie des organismes dits de référence (cf. §.3.3), allant de plusieurs générations à une fraction représentative de l'espérance de vie. Les échelles spatiales associées, du point de vue chronique, sont limitées à une évaluation ponctuelle dite locale. Il s'agit de déterminer une zone dite « sous influence », dans laquelle il existe un lien physique réel entre la source et les composantes d'intérêt, faisant que celles-ci sont potentiellement atteignables par les émissions de la source. Dans le cas des sites miniers, l'évaluation sera donc faite par bassin versant, station par station au fil de l'eau.

La spécificité des sites miniers est la présence naturelle des contaminants recherchés dans les roches *in situ*, dont l'activité anthropique a pu modifier la concentration et la distribution. Or les concentrations d'exposition mesurées utilisées pour la caractérisation du risque sont des concentrations totales, incluant le bruit de fond naturel des zones d'étude. Afin de discriminer le risque dû spécifiquement aux activités minières, il est nécessaire de connaître ce bruit de fond, en identifiant pour chaque bassin versant étudié une ou des stations de référence, dites « non influencées ». Selon une approche théorique rigoureuse, tout point situé en aval de rejets, même historiques³, ne peut être considéré comme point de référence. Dans la présente étude, du fait du manque de données de référence relatives au milieu naturel (i.e. avant exploitation de la Division), le bruit de fond est fondé sur les résultats de mesures en des points situés le plus en amont possible du bassin versant, mais pas nécessairement en amont de tout site minier, points pour lesquels les résultats de surveillance tendent en outre à indiquer un retour à des concentrations comparables à celles attendues dans un milieu non impacté.

³ rejets arrêtés depuis suffisamment longtemps pour considérer qu'ils n'influencent plus les milieux naturels récepteurs

Cette identification est d'abord faite sur un plan conceptuel, d'après le positionnement des différents points de prélèvement vis à vis de la localisation des rejets, puis confirmée par l'analyse des concentrations mesurées. L'exemple du Ritord est illustré sur la Figure 2.

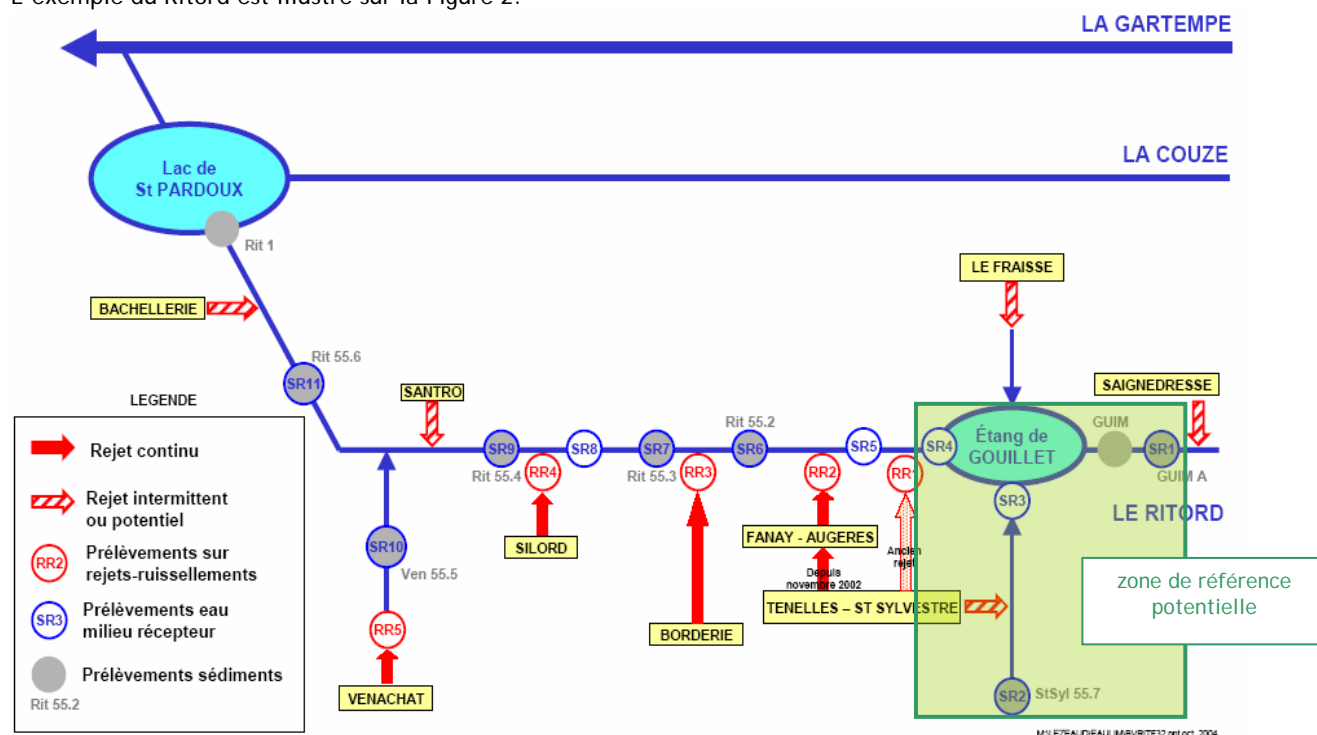


Figure 2 : identification des stations de référence pour caractériser le bruit de fond géochimique naturel au niveau d'un bassin versant minier. Exemple du bassin versant du Ritord (d'après AREVA, 2004) pour la définition et le positionnement des stations de référence potentielles

3.2 RADIONUCLÉIDES CONSIDÉRÉS

Les sites miniers uranifères sont à l'origine de la présence dans l'environnement des trois isotopes constitutifs de l'uranium naturel (^{234}U , ^{235}U , ^{238}U) et de leurs descendants, une partie des chaînes de filiation étant commune aux isotopes 234 et 238. *A priori*, la famille du ^{232}Th ne serait pas affectée par l'activité minière uranifère. Toutefois, les résultats de mesures dans l'environnement actuellement disponibles relatives à cette famille dans la zone d'étude (Cazala, 2003) ne permettent pas de conclure avec certitude vis à vis de cette hypothèse. Par conséquent, il sera pertinent de s'assurer de sa validité par quelques mesures ciblées. Dans l'attente d'une information complémentaire adaptée, la famille du ^{232}Th n'est donc pas considérée dans la suite de ce document.

Les schémas complets de désintégration des trois isotopes de l'uranium sont donnés à la Figure 3. Parmi les descendants, ne sont retenus pour cette étape de screening que ceux dont le rapport d'embranchement avec leur père est supérieur à 0,95. Cette liste est ensuite filtrée selon les calculs de filiation radioactive de chaque famille, obtenus pour un temps au moins égal à celui écoulé depuis la mise en exploitation du bassin versant du Ritord, soit 1948 : ces calculs ont donc été effectués pour 50 et 100 ans (Figure 4). Les descendants finalement pris en considération pour l'évaluation du risque radiologique pour l'environnement sont reportés au Tableau 1.

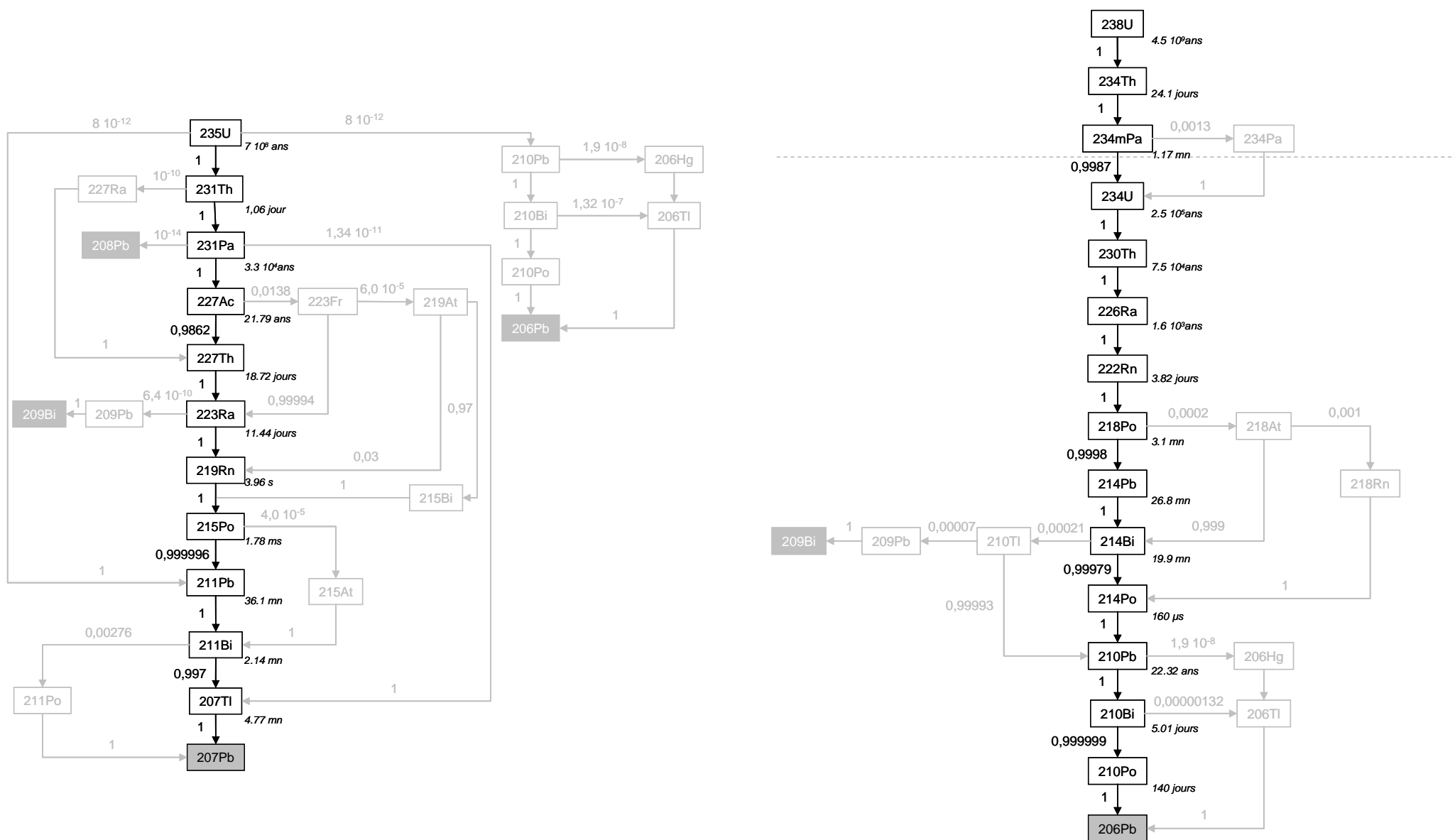


Figure 3 : chaînes de filiation de l'uranium 235 (à gauche) et de l'uranium 238 (à droite), avec rapports d'embranchement pour tous les descendants et période pour les principaux fils.

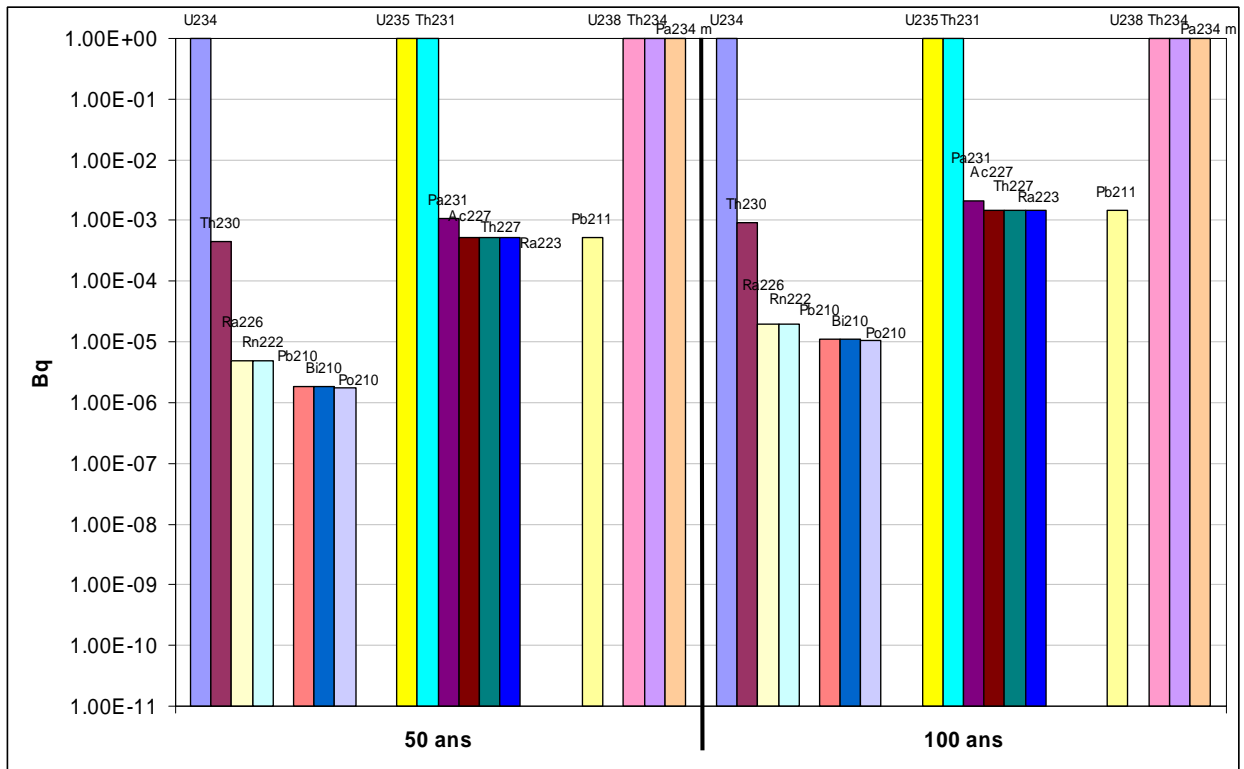


Figure 4 : spectre de décroissance radioactive des trois isotopes 234, 235 et 238 de l'uranium à 50 et 100 ans

Tableau 1 : liste des descendants considérés, par famille et par élément, pour les trois isotopes naturels de l'uranium U234, U235 et U238.

Élément	Famille de l'U234	Famille de l'U235	Famille de l'U238
Uranium	U234	U235	U238
Thorium	Th230	Th231 Th227	Th234
Protactinium		Pa231	Pa234m
Actinium		Ac227	
Radium	Ra226	Ra223	
Radon	Rn222		
Polonium	Po210		
Plomb	Pb210	Pb211	
Bismuth	Bi210		

3.3 ORGANISMES DE RÉFÉRENCE

Le choix d'une approche de type screening conduit généralement à sélectionner des organismes de référence (IRSN, 2006), nécessaires à l'établissement des coefficients de conversion de dose et choisis pour couvrir les différents niveaux trophiques nécessaires à la représentation simplifiée de la structure et du fonctionnement d'un

écosystème aquatique continental (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires et d'ordre supérieur).

Les espèces désignées par leur nom commun ou latin (Tableau 2) sont ainsi des espèces dites modèles, supposées représentatives de toutes les espèces similaires en termes de géométries et de mode de vie (i.e. de scénario d'exposition) et de rôle écologique. Les procaryotes (bactéries) n'ont pas pu être pris en compte par manque de précisions des calculs de coefficients de dose liés à la trop petite taille des organismes. Les relations trophiques entre espèces ont été simplifiées au maximum, en ne prenant en compte qu'un seul type de nourriture par organisme consommateur ou prédateur.

3.4 MODÈLE CONCEPTUEL ET ÉQUATIONS ASSOCIÉES

Le modèle conceptuel d'exposition des composantes biologiques de l'écosystème aquatique continental est adapté à un scénario d'exposition décrit par les matrices de transfert et d'exposition associées. Ces dernières sont ensuite déclinées sous forme d'équations, dans l'optique du calcul des valeurs de référence (PNECs), *via* la détermination de la variable D qui se décompose en deux parties, l'une relative à l'exposition interne, l'autre à l'exposition externe (Équations 11 et 12).

Tableau 2 : organismes de référence et espèces modèles associées pour l'écosystème aquatique continental

Taxonomie (Classe)	Espèce modèle
Chlorophycophytes	Algue verte unicellulaire
Phanérogames (Angiosperme)	Myriophylle
Phanérogames (Gymnosperme)	Pin
Arthropodes (Insecte)	Chironome
	Éphémère
Arthropodes (Crustacé)	Daphnie
Mollusque	Anodonte
Vertébré (Poisson)	Gardon
	Perche
	Carpe
	Poisson-chat
Vertébré (Amphibien)	Grenouille
Vertébré (Oiseau)	Colvert
Vertébré (Mammifère)	Rat musqué

3.4.1 SCÉNARIOS D'EXPOSITION DES ORGANISMES

Les données des annexes A et B permettent la reconstitution graphique des scénarios d'exposition externe adoptés pour les organismes d'eaux douces, présentée sur la Figure 5.

3.4.2 EXPOSITION EXTERNE

Le modèle d'exposition externe des organismes associés à l'écosystème d'eau douce est représenté par la matrice du Tableau 3. Ce modèle conceptualise les voies d'irradiation externe des organismes à partir de leurs milieux de vie, air et/ou eau et/ou sédiment. Pour un même milieu source d'irradiation externe, plusieurs positions sont utilisées pour décrire l'occupation de ce milieu par un organisme donné.

3.4.3 EXPOSITION INTERNE

Le modèle d'exposition interne des organismes associés à l'écosystème d'eau douce est représenté par la matrice du Tableau 4. Ce modèle conceptualise les voies de transfert donnant lieu à une irradiation interne des organismes à partir de leurs milieux de vie, air et/ou eau et/ou sédiment, incluant la voie trophique.

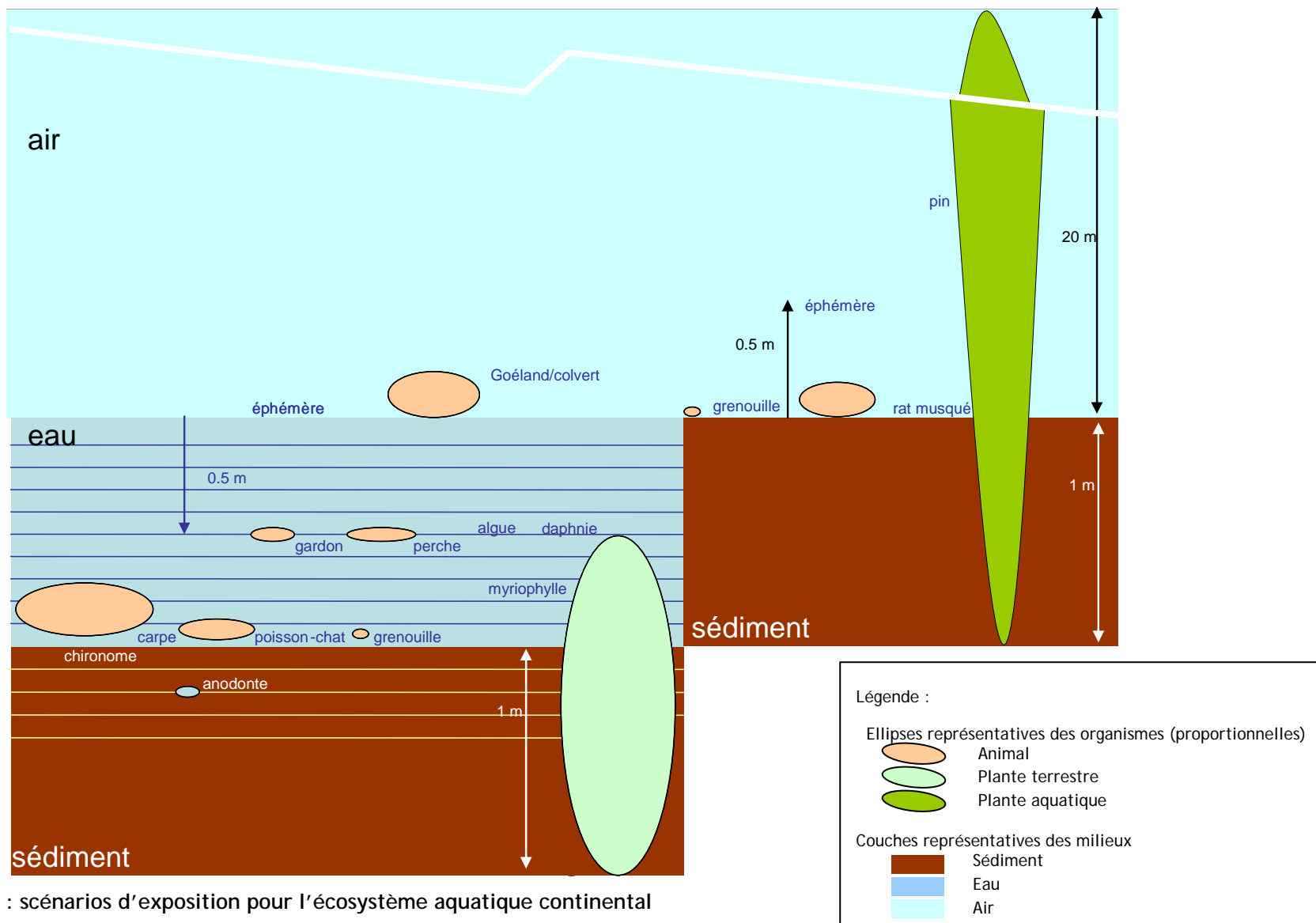


Figure 5 : scénarios d'exposition pour l'écosystème aquatique continental

Tableau 3 : modèle conceptuel théorique d'exposition externe des organismes de l'écosystème aquatique continental

VOIES D'EXPOSITION : EAU ● (dans l'eau) / EAU ▲ (à l'interface air/eau) / AIR ● (dans l'air) / SED ▲ (à l'interface eau- sédiments de fond) /

BERGE ▲ (à l'interface air- sédiments de bord (berges)) / SED ● (dans les sédiments de fond)

AIR				AIR ●			AIR ●			AIR ●	AIR ●	AIR ●
EAU		EAU ●	EAU ●		EAU ●		EAU ▲	EAU ●	EAU ●	EAU ●	EAU ▲	
SED	SED ●	SED ▲	SED ▲	BERGE ▲	SED ▲	SED ●		SED ▲	SED ▲	BERGE ▲ / SED ▲		BERGE ▲
	chironome											
		algue										
			myriophylle									
				pin								
					daphnie							
						anodonte						
							éphémère					
								gardon / carpe				
									perche / poisson-chat			
										grenouille		
											colvert	
												rat musqué

Milieu source de l'irradiation externe	Équation
AIR ●	$D_{air,ext}(i,o) = OF_{air}(o) \cdot DCC_{air,ext}(i,o)$ Équation 13
EAU ● EAU ▲	$D_{wat,ext}(i,o) = OF_{wat}(o) \cdot DCC_{wat,ext}(i,o)$ Équation 14
SED ▲ SED ● BERGE ▲	$D_{sed,ext}(i,o) = OF_{sed}(o) \cdot DCC_{sed,ext}(i,o)$ Équation 15

Tableau 4 : modèle conceptuel théorique des voies de transferts conduisant à une exposition interne des organismes de l'écosystème aquatique continental

AIR							Inhalation			Inhalation	Inhalation	Inhalation
EAU	Transfert direct	transfert direct	Transfert direct		Transfert direct	Transfert direct	Transfert direct	Transfert direct	Transfert direct	Transfert direct	Ingestion	Ingestion
SED	Ingestion		Transfert racinaire	Transfert racinaire								
	chironome							ingestion				
	ingestion	algue			ingestion	ingestion						
			myriophylle									
				pin								
					daphnie							
						anodonte						Ingestion
							éphémère		ingestion	ingestion		
								gardon/carpe				
									perche/poisson-chat			
										grenouille	Ingestion	
											colvert	
												rat musqué

Milieu source conduisant à l'exposition interne (exemple de processus de transfert)	Équation
Air (e.g. inhalation)	$D_{air,int}(i,o) = TAG_{air}(i,o) \cdot DCC_{int}(i,o)$ Équation 16
Eau (e.g. transfert direct, ingestion de nourriture, transfert foliaire)	$D_{wat,int}(i,o) = TAG_{wat}(i,o) \cdot DCC_{int}(i,o)$ Équation 17
Sédiment (e.g. ingestion de particules, nourriture, transfert racinaire)	$D_{sed,int}(i,o) = TAG_{sed}(i,o) \cdot DCC_{int}(i,o)$ Équation 18

3.5 PARAMETRISATION

3.5.1 FACTEURS D'OCCUPATION D'UN MILIEU (OF)

L'occupation d'un milieu (OF) par un organisme donné est une donnée bibliographique issue de la connaissance de son mode de vie. Ce paramètre varie entre 0 et 1. En l'absence de littérature fiable, un avis d'expert sera fourni. Par exemple, une espèce choisie pour son mode de vie pélagique sera inféodée en permanence à la colonne d'eau alors qu'une espèce benthique sera considérée comme vivant sur le sédiment (Annexe A). Si un organisme occupe plusieurs milieux, la somme des OF est égale à l'unité. Toutefois, dans le cas du screening, la contrainte du rétro-calcul conduit à considérer les milieux d'exposition un à un. Par ailleurs, cette première étape de l'évaluation du risque doit conduire à en obtenir une estimation conservative. Ce coefficient est alors utilisé comme un activateur des voies possibles d'exposition (Tableau 20), il prend donc la valeur 0 (voie non prise en compte) ou 1 (voie considérée).

3.5.2 COEFFICIENTS DE CONVERSION DE DOSE (DCC)

Tous les coefficients de conversion de dose (DCC) ont été obtenus sur la base des propriétés attribuées à chaque organisme de référence et aux scénarios d'exposition choisis. L'ensemble des calculs a été réalisé avec la dernière version d'EDEN, soit la version 2.1.2, mettant en parallèle trois méthodes de calcul pour le rayonnement gamma et deux pour le rayonnement beta. Cette version d'EDEN permet également le calcul d'un indice de confiance global relatif à un scénario de calcul, et la détermination de l'incertitude sur le calcul de transport de particules associée à chaque DCC. Les résultats obtenus sont regroupés en annexe F. L'incertitude n'a été reportée qu'à titre informatif, pour un seul organisme, l'algue (cf. Tableau 24 annexe G). En effet, étant donné son faible niveau, elle n'a pas été prise en compte pour les calculs relatifs à l'étape de screening.

Pour certains organismes, les DCC internes et les DCC externes vis-à-vis de certains compartiments ont été calculés plusieurs fois, du fait de la co-existence de plusieurs scénarios d'exposition. C'est par exemple le cas de la grenouille, qui peut être exposée aux sédiments et à l'eau lorsqu'elle est immergée ou aux sédiments de berge et à l'air. Dans cette configuration, un seul DCC a été retenu par organisme et par source d'exposition, en privilégiant la valeur la plus élevée par souci de conservatisme.

La différence d'efficacité biologique des rayonnements α , β et γ a également été prise en considération : les valeurs de PNEDR fournies dans ce document (Tableau 25 à Tableau 28) intégrant cette extrapolation, elles doivent être utilisées avec des DCC non pondérés.

3.5.3 COEFFICIENTS DE TRANSFERT AGRÉGÉS À L'ÉQUILIBRE (TAG)

Le paramètre de Transfert AGRégé à l'équilibre, ou TAG, lie directement la concentration d'un radionucléide dans un organisme à celle du milieu dans lequel il évolue, sous la forme d'un ratio. Selon les radionucléides, la littérature peut fournir des valeurs empiriques nombreuses pour certains transferts (*e.g.* transfert eau-animaux aquatiques). Ce paramètre agrégé est également connu en quelques occasions pour le transfert sédiment-animal. Pour le milieu aquatique, il est usuellement convenu que le facteur de transfert noté BCF (BioConcentration Factor) liant la concentration en radionucléide de l'organisme à celle de l'eau est déjà un paramètre agrégé, qui

prend en compte l'ensemble des processus conduisant à l'internalisation du polluant par l'organisme. Il recouvre ainsi le transfert direct à partir de l'eau, le transfert éventuel à partir des sédiments et le transfert trophique.

Il peut toutefois être difficile de renseigner le TAG, au regard de la variété possible des radionucléides et des organismes vivants. Deux méthodes peuvent alors être appliquées pour l'extrapoler, une approche simple dite « produit » (cf.§.3.5.3.1) basée sur une analyse bibliographique et une approche plus complexe, faisant appel à la modélisation complète des processus de transfert d'un radionucléide depuis les milieux abiotiques vers les organismes vivants, sur des bases physiologiques et des relations allométriques (cf.§.3.5.3.2).

3.5.3.1 Détermination par analyse bibliographique

La connaissance des relations trophiques entre les divers organismes considérés peut permettre de déterminer par l'approche « produit » les valeurs des paramètres agrégés recherchés. Soit une chaîne trophique composée de deux niveaux, N1 et N2, N2 se contaminant à partir de N1 lui-même contaminé par le milieu environnant medium. Le TAG liant N2 au milieu medium résulte donc du produit du facteur de transfert liant N2 à N1 et du facteur de transfert liant N1 au milieu medium.

Cette approche comporte des limitations. Notamment, la cohérence des données combinées est particulièrement difficile à assurer, rares étant les sources bibliographiques à fournir l'ensemble des données nécessaires dans une même référence. Par ailleurs, le problème de la disponibilité de l'information se pose, particulièrement au vu de la diversité des couples (radionucléide, organisme) à couvrir pour l'étape de screening.

3.5.3.2 Détermination par modélisation

Une seconde approche est envisagée, demandant la modélisation totale de l'exposition interne des organismes aux diverses sources possibles de contamination. Cette approche, détaillée en annexe C, peut être complétée pour l'acquisition de paramètres physiologiques (rations alimentaires, espérance de vie, etc.) par des modèles allométriques, présentés également en annexe C.

3.5.4 DÉTERMINATION DE D

Dans l'objectif d'une estimation conservatrice de l'indice de risque, la variable $D_{\text{medium}}(i,o)$ (Équation 11) doit prendre la valeur la plus grande possible pour garantir l'obtention de la concentration du radionucléide i dans le milieu medium la plus faible ($PNEC_{\text{medium}}(i,o)$) et donc l'indice de risque le plus élevé. Cette variable résulte de la combinaison de plusieurs paramètres (DCC, TAG) indépendamment les uns des autres et dont la gamme de variation peut couvrir plusieurs ordres de grandeurs. Afin de sélectionner de manière systématique la valeur maximale de $D_{\text{medium}}(i,o)$, l'approche sélectionnée consiste à construire la loi de distribution de la variable D connaissant celles de ses paramètres (équation 11) et d'en utiliser le 95^{ème} percentile pour les calculs de la concentration sans effet. Cette méthode demande donc une loi de distribution pour chacun des paramètres (DCC et TAG). Elle a été appliquée de manière systématique aux rétro-calculs relatifs à l'eau et lorsque cela était possible aux sédiments. Elle n'a pas pu être appliquée pour ceux relatifs au milieu air qui utilise des relations allométriques empiriques déterministes (cf. annexe D).

Les expressions simplifiées et les méthodes de calcul de la variable D intégrant les conclusions des paragraphes 3.5.1 à 3.5.4 sont données au Tableau 5.

Tableau 5 : expressions et méthode de calcul de la variable D en fonction des milieux d'exposition et des organismes

Organisme	Air	Eau	Sédiment			
Algue	Sans objet	$D_{wat}(i,o) = DCC_{wat,ext}(i,o) + BCF(i,o).DCC_{int}(i,o)$	$D_{sed}(i,o) = DCC_{sed,ext}(i,o)$			
Daphnie						
Chironome						
Anodonte						
Gardon						
Carpe commune						
Poisson-chat						
Perche						
Ephémère				$D_{air}(i, ani) = DCC_{air,ext}(i, ani) + F(i).f_1(i).R_{air}(ani).DCC_{int}(i, ani)$		$D_{sed}(i, ani) = DCC_{sed,ext}(i, ani) + F(i).f_1.R_{res}(ani)$
Grenouille						
Goéland						
Rat musqué						
Myriophylle	Sans objet		$D_{sed}(i,o) = DCC_{sed,ext}(i,o)$			
Pin	$D_{air}(i, veg) = DCC_{air,ext}(i, veg) + \frac{V_T(i).\alpha(veg)}{[\lambda_i + \lambda_{i,w}]} .DCC_{int}(i, veg)$	Sans objet	$D_{sed}(i,o) = DCC_{sed,ext}(i,o) + TF(i,o).DCC_{int}(i,o)$			

calcul probabiliste / calcul déterministe

4 ANALYSE DES EXPOSITIONS

Pour chacun des radionucléides, les PEC constituent les données d'entrée de la méthode : ce sont elles qui sont comparées aux concentrations sans effet déterminées pour l'écosystème aquatique continental, présentées au paragraphe 5.1.1.

Pour cet écosystème, l'indice de risque peut être calculé vis-à-vis du milieu eau et/ou du milieu sédiment et/ou du milieu air. Les concentrations d'exposition dans ces milieux sont donc nécessaires et à défaut d'être mesurées, doivent être modélisées.

4.1 DONNÉES NÉCESSAIRES

Pour mener à terme le screening sur les sites miniers, il est nécessaire de disposer, pour chaque année étudiée, de la valeur maximale annuelle des concentrations totales⁴ de chacun des radioisotopes listés au Tableau 1, dans chaque compartiment d'exposition, eau, air et sédiment.

Le premier point consiste à déterminer la fenêtre spatio-temporelle sur laquelle l'évaluation rétrospective est possible. Il s'agit d'identifier (1) les stations utilisables comme zone de référence pour l'établissement du bruit de fond et (2) les années sur lesquelles le minimum requis en termes de données est disponible, d'où l'inventaire réalisé au paragraphe suivant.

4.2 DONNÉES DISPONIBLES

Les mesures effectuées en routine par AREVA NC (AREVA, 2004) concernent les compartiments eau, sédiment et végétaux, selon une fréquence mensuelle à annuelle, selon les années et les stations, à partir de 1990 sur sept bassins versants dont celui du Ritord qui a été sélectionné pour développer dans un premier temps l'ensemble de la démarche (méthode, équations, paramètres, hypothèses, choix méthodologiques). Selon le compartiment analysé, différents radionucléides sont mesurés, sous différentes formes (Tableau 6).

Il s'avère que les données disponibles ne répondent que partiellement aux besoins de l'évaluation du risque, et un certain nombre de choix méthodologiques, notamment en termes d'extrapolations pour reconstituer les données manquantes, sont indispensables.

Tableau 6 : nature des mesures disponibles auprès d'AREVA NC (AREVA, 2004)

	Eau	Sédiments	Végétaux
Ra226	Formes dissoutes Formes particulaires	Total	Total
U238	Formes dissoutes Formes particulaires	Total	Total
Pb210	Non mesuré	Total	Total
Th234, Bi214, Pb214	Non mesurés	Total, occasionnellement	Non mesurés

⁴ Le screening est une approche conservative. A ce stade, il n'y a donc pas de distinction des fractions biodisponible et non biodisponible.

4.3 CHOIX METHODOLOGIQUES ILLUSTRÉS PAR L'EXEMPLE DU BASSIN VERSANT DU RITORD

4.3.1 ZONE DE RÉFÉRENCE

D'après le positionnement des stations d'échantillonnage dans le bassin versant du Ritord (Figure 2), quatre stations sont susceptibles de servir de référence pour l'établissement des concentrations représentatives du « bruit de fond ». Les données relatives à ces 4 stations ont une fréquence d'échantillonnage au mieux semestrielle pour les stations SR1 à SR3, sur la période 1993-2006. La station SR4 a été suivie mensuellement, mais uniquement sur la période 1999-2003. Afin de couvrir la période la plus longue possible, et dans l'optique du screening, il a été décidé de manière conservatrice d'adopter, comme valeur de référence pour le bruit de fond, la plus faible des concentrations mesurées chaque année aux quatre stations SR1 à SR4. De même, aucune mesure n'ayant été effectuée en 1998, le bruit de fond est pris égal, pour cette année-là, à la plus faible de toutes les concentrations « bruit de fond » reportées.

L'ensemble de ces valeurs est indiqué au paragraphe 4.4.

4.3.2 PÉRIODE D'ÉTUDE

Des données sont disponibles depuis 1990 sur le bassin versant du Ritord, avec une fréquence annuelle, semestrielle ou mensuelle selon les années et les stations. Mais l'examen des données disponibles en matière de bruit de fond a réduit la fourchette initiale à la période 1993-2006, qui est la fenêtre temporelle la plus large utilisable pour l'étape de screening (cf. paragraphe précédent).

4.3.3 PRISE EN COMPTE DES FILIATIONS

Les mesures effectuées ne portent régulièrement que sur 3 des 17 radioisotopes dont les concentrations sont nécessaires. En première approche, il est fait pour chacune des familles radioactives l'hypothèse majorante de la réalisation de l'équilibre à activité égale.

Dans le cas particulier du radon, jamais mesuré dans aucun des trois compartiments d'intérêt (eau, air, sédiment), il est considéré qu'il est généré exclusivement dans l'eau, et que suite à son dégazage dans l'air, il est réparti entre ces deux milieux selon son coefficient de partition eau-gaz égal à environ $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ à 8°C (Métivier et Robé, 1998), toujours sous l'hypothèse de l'équilibre, d'une part entre les milieux, d'autre part entre pères et fils. Cette approche est extrêmement majorante, elle ne prend absolument pas en compte la situation de milieu ouvert, et par conséquent la dynamique des masses d'air au dessus du cours d'eau. Toutefois, en l'absence de mesures, le conservatisme nécessaire du screening ne peut être satisfait que par cette hypothèse, qui peut conduire à des concentrations de radon et de ses descendants aberrantes dans l'eau, mais surtout dans l'air. Il serait bon de disposer de quelques mesures de contrôle pour cet élément, afin de rendre plus réaliste l'évaluation de l'exposition à cette famille radioactive. Sur les bases d'équilibre énoncées précédemment, la concentration de radon dans les sédiments est déterminée selon l'approche développée un peu plus loin (cf. §.4.3.6). Pour ce qui est de ses descendants, les isotopes à vie courte sont des particules solides, qui tendent donc à se déposer : la famille ne se trouve par conséquent jamais à l'équilibre dans l'air. Ce déséquilibre est caractérisé par un facteur

d'équilibre F variant théoriquement entre 0 et 1, pratiquement entre 0,2 et 0,7. Pour l'étape de screening, il ne peut être pris en compte et est donc fixé de manière conservative à 1.

Par ailleurs, la filiation est considérée uniquement au niveau du terme source, à savoir ici les concentrations dans l'eau. La décroissance radioactive au sein de chaque compartiment n'est pas prise en compte, ce qui est cohérent avec une approche conservative.

Finalement, des groupes de même concentration dans l'eau ont été constitués, correspondant soit à celle de l'uranium, soit à celle du radium, soit encore à celle du radon, selon les indications du Tableau 7.

Ces hypothèses calculatoires d'équilibre partiel des différentes parties des chaînes de filiation doivent être validées sur la base de mesures de spectrométrie γ et/ou α , qui peuvent être réalisées sur des échantillons.

Tableau 7 : établissement des groupes de radionucléides dont les concentrations dans l'eau seront considérées comme identiques à celle de l'uranium, du radium ou du radon sous l'hypothèse d'équilibre radioactive des familles.

	Concentration de l'Uranium (U238)	Concentration du Radium (Ra226 ou Ra223)	Concentration du Radon (Rn222)
Famille U238	^{234}Th , $^{234\text{m}}\text{Pa}$		
Famille U234	^{234}U , ^{230}Th	^{222}Rn	^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po , avec application du coefficient de partage eau-gaz du radon
Famille U235	^{235}U , ^{231}Th , ^{231}Pa , ^{227}Ac , ^{227}Th , ^{223}Ra après application du rapport isotopique $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$	^{211}Pb , avec application du coefficient de partage eau-gaz du radon	

4.3.4 PRISE EN COMPTE DES SEUILS DE DÉTECTION

De nombreux résultats de mesure sont fournis sous la forme « inférieur ou égal au seuil de détection ». De manière conservative, il a été décidé d'assimiler la mesure manquante à la valeur du seuil de détection. Si toutefois, au cours d'une année pendant laquelle plusieurs prélèvements ont été faits, une mesure significative est disponible parmi des seuils de détection, quelle que soit leur valeur, c'est cette mesure qui a été conservée.

4.3.5 CONCENTRATIONS DANS L'EAU

Les mesures sont effectuées séparément sur les fractions dissoute et particulaire du ^{226}Ra et de l' ^{238}U . Dans le cadre du screening, l'approche conservative adoptée est de considérer la concentration totale des éléments, somme des concentrations des deux fractions.

Cependant, les mesures de la fraction particulaire n'ont pas été réalisées systématiquement. Les données manquantes ont donc été extrapolées en déterminant pour chaque station le 50^{ème} percentile de la distribution des rapports dissous/particulaire calculables, sous l'hypothèse que ce ratio, dépendant des conditions physico-

chimiques du milieu, a été considéré en première approche comme constant pour une station donnée. Le centile est ensuite appliqué à chaque mesure de la fraction dissoute pour laquelle la fraction particulaire n'est pas connue.

Concernant l' ^{235}U , non mesuré, il est supposé présent dans les conditions d'équilibre isotopique caractéristique de l'uranium naturel, à savoir dans un rapport d'activité $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ de $4.7 \cdot 10^{-2}$.

Les isotopes du radon sont considérés présents en équilibre avec leurs pères, à concentration égale.

4.3.6 CONCENTRATIONS DANS LES SÉDIMENTS

Si l'échantillonnage des eaux est relativement régulier, il n'en est pas de même pour les sédiments, pour lesquels de nombreuses données sont manquantes. Ainsi, pour le bruit de fond, seules 5 données sont disponibles sur les 4 stations de référence au cours des 14 ans d'étude : pour pallier la pauvreté de ces informations, le bruit de fond dans les sédiments est donc systématiquement déterminé par une modélisation simple d'échange liquide-solide à l'équilibre, sur la base d'une approche Kd (Annexes E et H). Une validation possible de cette approche consisterait à comparer les résultats ainsi obtenus avec des mesures réalisées hors influence dans la zone géographique des sites miniers du Limousin. Pour les stations sous influence, l'utilisation des mesures est privilégiée. Toutefois, en leur absence, la modélisation de type Kd est employée

4.3.7 CONCENTRATIONS DANS L'AIR

La fraction de radon dans l'air est calculée sous l'hypothèse de l'équilibre entre l'eau et l'air pour un partage défini par son coefficient de partition (cf.§.4.3.3). Les concentrations dans l'air sont donc prises égales à 2.5 fois celles de l'eau.

Les descendants du radon, en équilibre avec sa fraction atmosphérique, sont également potentiellement présents dans ce milieu. Leurs concentrations y sont prises égales à celle de leur père.

4.4 CONCENTRATIONS D'EXPOSITION

Au final, deux types de concentrations d'exposition sont employées pour l'étape de screening : des valeurs mesurées et des valeurs modélisées. Seules les concentrations relatives aux radionucléides « modèles » (ceux dont les concentrations sont appliquées par extrapolation aux descendants non mesurés - Tableau 7) sont reportées dans ce paragraphe.

Pour ce qui concerne l'eau, les concentrations mesurées pour le ^{226}Ra et l' ^{238}U sont appliquées aux groupes définis au Tableau 7, selon les hypothèses décrites au paragraphe 4.3.5. Les valeurs appliquées lors du screening sont réunies dans les tableaux 8 à 12.

Pour ce qui concerne les sédiments, les concentrations en ^{238}U sont déduites de celles de l'eau par application d'une approche déterministe⁵ de type Kd (annexe H), sauf lorsque des mesures sont disponibles. Le ratio entre les concentrations mesurées en ^{226}Ra et ^{238}U est ensuite calculé et le 50^{ème} percentile de sa distribution statistique est alors appliqué aux concentrations calculées pour l' ^{238}U pour déterminer les concentrations manquantes en ^{226}Ra .

⁵ L'approche probabiliste prenant en compte la loi de distribution du Kd n'est pas appliquée au stade du screening, dans la mesure où les concentrations retenues pour l'eau sont les valeurs maximales annuelles. Elle peut l'être ultérieurement.

La même démarche est appliquée au ^{210}Pb . Les concentrations correspondantes sont présentées dans les tableaux 13 à 15. Pour les éléments n'ayant fait l'objet d'aucune mesure, les concentrations d'exposition dans les sédiments, déterminées par application du Kd selon la méthode et les paramètres de l'AIEA (AIEA, 2001 ; annexe E), ne sont pas reportées ici.

Pour ce qui concerne l'air, seuls le radon et ses descendants sont concernés, selon les hypothèses et conditions énoncées au paragraphe 4.3.3. Les concentrations correspondantes figurent aux tableaux 16 et 17.

Tableau 8 : concentrations mesurées dans l'eau du Ritord (Bq.l^{-1}) pour les éléments en équilibre avec U238 (données AREVA NC)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	2.48	2.48	2.48	2.48	2.48	0.025*	2.48	1.24	1.24	1.24	1.116	0.248	0.248	0.0248
SR5	2.48	2.48	2.48	2.48	2.48	2.48	2.48	1.49	1.24	1.24	1.24	0.25	0.25	0.10
SR6	n.a.	16.62	7.81	2.48	2.48	2.48	2.29	2.06	1.60	1.15	1.15	1.15	0.76	0.53
SR7	5.09	12.52	5.58	2.48	2.48	2.48	2.48	1.74	1.24	1.24	1.24	0.99	0.52	1.04
SR8	5.46	9.55	4.59	2.48	2.48	2.48	2.48	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
SR9	5.21	9.80	4.59	2.48	2.48	2.48	2.48	1.49	1.49	1.24	1.24	0.74	0.55	0.67
SR10	2.48	2.48	3.10	3.22	5.21	4.59	3.22	3.22	2.48	2.23	1.74	1.49	1.17	0.92
SR11	3.72	5.58	3.60	2.85	2.48	2.48	2.48	1.36	1.24	1.24	1.24	0.37	0.29	0.24

n.a. : non analysé / * cf. §.4.3.1, plus faible de toutes les concentration « bruit de fond » reportées

Tableau 9 : concentrations mesurées dans l'eau du Ritord (Bq.l^{-1}) pour les éléments en équilibre avec Ra226 (données AREVA NC)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	0.42	0.11	0.04	0.04	0.04	0.04	0.07	0.06	0.08	0.04	0.04	0.04	0.04	0.08
SR5	0.27	0.16	0.08	0.14	0.14	0.19	0.19	0.16	0.11	0.15	0.06	0.08	0.07	0.10
SR6	n.a.	0.30	0.32	0.28	0.22	0.48	0.34	0.30	0.28	0.30	0.33	0.32	0.32	0.30
SR7	0.43	0.19	0.30	0.22	0.25	0.22	0.26	0.19	0.24	0.21	0.29	0.22	0.17	0.21
SR8	0.35	0.24	0.18	0.19	0.21	0.15	0.31	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
SR9	0.31	0.24	0.26	0.16	0.16	0.20	0.72	0.19	0.22	0.21	0.27	0.21	0.20	0.23
SR10	0.24	0.17	0.20	0.22	0.49	0.45	0.38	0.32	0.34	0.29	0.30	0.25	0.24	0.24
SR11	0.30	0.48	0.21	0.14	0.19	0.22	0.21	0.20	0.27	0.16	0.17	0.16	0.16	0.15

n.a. : non analysé

Tableau 10 : concentrations calculées dans l'eau du Ritord (Bq.l⁻¹) pour les éléments en équilibre avec U235

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	1.2E-03	0.12	0.06	0.06	0.06	0.05	0.01	0.01	0.001
SR5	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.07	0.06	0.06	0.06	0.01	0.01	0.005
SR6	n.c.	0.78	0.37	0.12	0.12	0.12	0.11	0.10	0.08	0.05	0.05	0.05	0.04	0.02
SR7	0.24	0.59	0.26	0.12	0.12	0.12	0.12	0.08	0.06	0.06	0.06	0.05	0.02	0.05
SR8	0.26	0.45	0.21	0.12	0.12	0.12	0.12	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
SR9	0.24	0.46	0.21	0.12	0.12	0.12	0.12	0.07	0.07	0.06	0.06	0.03	0.03	0.03
SR10	0.12	0.12	0.15	0.15	0.24	0.21	0.15	0.15	0.12	0.10	0.08	0.07	0.05	0.04
SR11	0.17	0.26	0.17	0.13	0.12	0.12	0.12	0.06	0.06	0.06	0.06	0.02	0.01	0.01

n.c. : non calculable

Tableau 11 : concentrations en U238 dans les sédiments du Ritord (Bq.kg⁻¹ frais)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	286	286	286	286	286	2.86	286	143	143	143	129	29	29	3
SR5	286	286	286	286	286	286	286	172	143	143	143	29	29	12
SR6	n.c.	499	901	286	123	123	264	238	185	123	122	158	87	62
SR7	588	204	644	150	176	100	147	209	105	95	143	114	60	120
SR8	630	1102	529	286	286	286	286	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
SR9	601	1088	565	170	181	138	233	280	128	119	100	212	63	77
SR10	286	286	788	968	390	314	271	328	190	167	126	192	134	106
SR11	429	556	81	336	556	162	123	123	81	138	53	165	73	85

Application du Kd / n.c. : non calculable

Tableau 12 : concentrations en Ra226 dans les sédiments du Ritord (Bq.kg⁻¹ sec)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	143	143	143	143	143	1.4	143	72	72	72	64	14	14	1.4
SR5	143	143	143	143	143	143	143	86	72	72	72	14	14	6
SR6	n.c.	196	451	143	115	100	132	119	93	77	92	100	44	31
SR7	294	54	322	58	112	58	73	115	50	58	72	57	30	60
SR8	315	551	265	143	143	143	143	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
SR9	300	285	111	37	123	96	135	138	81	85	89	119	31	39
SR10	143	143	273	135	173	162	58	104	58	135	85	65	67	53
SR11	215	223	96	63	119	81	54	73	46	43	45	81	63	65

Application du 50^{ème} percentile du ratio ²²⁶Ra/²³⁸U mesuré dans les sédiments / n.c. : non calculable

Tableau 13 : concentrations en Pb210 dans les sédiments du Ritord (Bq.kg⁻¹ sec)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	114	114	114	114	114	1.1	114	57	57	57	52	11	11	1
SR5	114	114	114	114	114	114	114	69	57	57	57	11	11	5
SR6	n.c.	158	361	114	65	65	106	95	74	42	60	65	35	25
SR7	235	38	258	50	50	27	46	58	38	42	57	46	24	48
SR8	252	441	212	114	114	114	114	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
SR9	240	285	111	37	123	96	135	138	81	85	89	119	25	31
SR10	114	114	127	77	50	46	42	69	23	62	50	50	54	42
SR11	172	142	88	77	162	50	58	58	38	57	37	42	44	46

Application du 50^{ème} percentile du ratio ²¹⁰Pb/²³⁸U mesuré dans les sédiments / n.c. : non calculable

Tableau 14 : concentrations d'exposition calculées dans l'air pour le bassin versant du Ritord (Bq.m⁻³) pour les éléments en équilibre avec Rn222 (fraction atmosphérique)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	1053	275	109	109	109	109	175	150	200	100	100	100	100	200
SR5	680	400	200	350	350	475	475	400	275	375	150	200	175	250
SR6	n.c.	750	800	700	550	1200	851	750	700	750	825	800	800	750
SR7	1077	475	750	550	625	550	646	475	600	525	725	550	425	525
SR8	865	600	450	475	525	375	775	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
SR9	775	600	650	400	400	500	1800	475	550	525	675	525	500	575
SR10	592	425	500	550	1225	1125	950	800	850	725	750	625	600	600
SR11	738	1200	525	350	475	550	525	500	675	400	425	400	400	375

n.c. : non calculable

Tableau 15 : concentrations d'exposition calculées dans l'air pour le bassin versant du Ritord (Bq.m⁻³) pour les éléments en équilibre avec Rn219 (fraction atmosphérique)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	290	290	290	290	290	2.9*	290	145	145	145	131	29.0	29.0	2.9
SR5	290	290	290	290	290	290	290	174	145	145	145	29.0	29.0	12.2
SR6	n.c.	1944	914	290	290	290	268	241	188	134	134	134	88	62
SR7	596	1465	653	290	290	290	290	203	145	145	145	116	61	122
SR8	638	1117	537	290	290	290	290	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
SR9	609	1146	537	290	290	290	290	174	174	145	145	87	64	78
SR10	290	290	363	377	609	537	377	377	290	261	203	174	136	107
SR11	435	653	421	334	290	290	290	160	145	145	145	44	33.4	27.6

n.c. : non calculable/ cf. §.4.3.1, plus faible de toutes les concentrations « bruit de fond » reportées

5 ANALYSE DES EFFETS

L'analyse des effets a pour objectif la détermination des PNEC chroniques pour chacun des radionucléides et des milieux, dont la forme générale de l'équation est donnée par l'équation 10. Elle repose sur le rapport entre une valeur limite de débit de dose, notée PNEDR en deçà de laquelle aucun effet n'est observé sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème, et un dénominateur D, fonction du radionucléide et de l'organisme de référence. L'expression des PNEC chroniques dépend, pour chaque écosystème, du milieu pour lequel on souhaite calculer la concentration limite (air, sol ou air, eau, sédiment) et des voies d'exposition de chaque organisme.

5.1 DÉTERMINATION DE LA PNEDR

La détermination de la valeur du débit de dose sans effet est basée sur l'analyse des données d'effet des rayonnements ionisants par l'application de la méthode d'extrapolation statistique dite de SSD (Species Sensitivity Distribution). Le principe retenu est celui d'une valeur unique à utiliser pour le rétro-calcul, correspondant pour chaque type d'écosystème à la valeur la plus faible des résultats produits par les SSD. Par conservatisme, les résultats utilisés sont ceux non pondérés par le poids des groupes taxonomiques, inférieurs à ceux obtenus avec pondération (Garnier-Laplace et al., 2006).

Ces distributions statistiques ont toutes été établies à partir de résultats d'exposition externe à des émetteurs gamma. L'information contenue dans la base de données FRED⁶ a été extraite et réorganisée de façon cohérente pour pouvoir appliquer un modèle de régression et estimer les valeurs de toxicité critique correspondantes EDR₁₀ (débits de dose induisant 10 % de l'effet en cas d'exposition chronique). Ces résultats de toxicité ont à leur tour été utilisés pour tracer les distributions de sensibilité d'espèces (SSDs) et estimer le débit de dose en deçà duquel 95 % des espèces d'un écosystème donné sont considérées comme protégées (HDR₅, Hazardous Dose Rate for 5% of species) (ERICA, 2006). Le Tableau 32 dresse la liste des données d'écotoxicité utilisées pour établir la loi de distribution de sensibilité des espèces associées à l'écosystème d'eau douce.

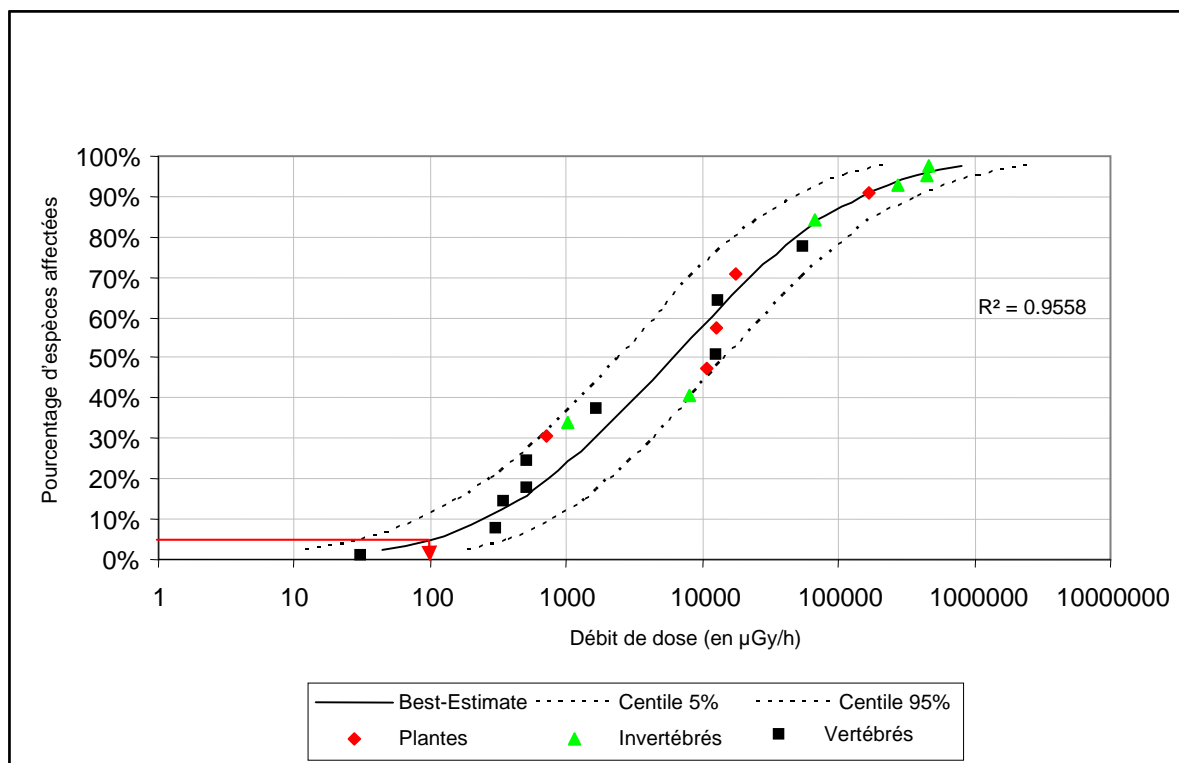
L'application de cette méthode a permis de générer, de manière tracée et similaire à celle appliquée pour les substances chimiques, divers critères seuils de protection de 95 % des espèces d'un écosystème pour une exposition chronique par irradiation gamma externe. Ces valeurs ont pu être comparées aux valeurs représentatives des débits de dose délivrés aux diverses espèces exposées et relatifs au bruit de fond naturel. Ce débit de dose varie de 0,01 à 6 µGy/h selon les écosystèmes et les espèces exposées (Gómez-Ros *et al.*, 2004). Leur application à l'ensemble des conditions d'exposition (interne, externe) et de rayonnements (gamma, alpha, bêta) nécessite l'application de facteurs de sécurité. Les travaux réalisés sur les RBE⁷ relatifs à l'exposition

⁶ FRED rassemble les connaissances sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains. Cette base de données contient 25000 entrées ou couples de points (dose ou débit de dose, effet) accompagnés d'informations sur leurs conditions d'obtention (référence bibliographique, type d'exposition, type de rayonnement, émetteurs, acquisition en laboratoire ou in situ, espèce, durée d'exposition, dosimétrie, ...etc). C'est un livrable du programme européen FASSET [FASSET (2003).

⁷ 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.

interne au rayonnement alpha conduisent à une valeur de RBE maximale de 4,7 (limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la médiane), établie essentiellement d'après des résultats concernant des mammifères et des effets de type mortalité. Afin d'intégrer l'incertitude sur le débit de dose protégeant 95 % des espèces ou HDR₅ estimée par à partir de données d'exposition gamma externe mais pouvant être appliqué à une situation d'exposition quelconque (irradiation interne et externe par rayonnements α , β et γ), un facteur de sécurité de 5 a été appliqué à cet HDR₅ (ERICA, 2006), en cohérence avec ce qui est préconisé dans le domaine chimique. En effet, la méthodologie européenne dans ce domaine (EC, 2003) demande d'appliquer un facteur de sécurité de 1 à 5 sur la valeur de HC₅ dérivée par la méthode de SSD en fonction de la qualité et quantité de données d'exposition utilisées pour ajuster cette distribution. Dans l'application de cette approche au cas présent, la valeur maximale du facteur a été donc retenue.

Pour l'écosystème aquatique continental, le HDR₅ est de 98 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ (intervalle de confiance : [23 ; 497]) soit, après application du facteur de sécurité et en arrondissant à la première dizaine inférieure, un PNEDR de 10 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$.



Type d'exposition	Nombre de données (nombre de moyennes géométriques)	Nombre d'espèces	Débit de dose protégeant 95% des espèces	Intervalle de confiance 95%
Chronique	66 (20)	14	98 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$	23 - 497 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$

Figure 6 : distribution statistique log normal de la sensibilité des espèces associées aux écosystèmes d'eau douce et terrestre en cas d'exposition chronique γ externe.

5.1.1 DÉTERMINATION DES PNEC

Pour chaque radionucléide i , chaque milieu d'intérêt $medium$ (air, eau, sédiment), la $PNEC_{medium}(i,o)$ a été déterminée pour chaque organisme de référence par application des équations 11 et 12 où la variable $D_{medium}(i,o)$ a été fixée à la valeur du 95^{ème} percentile de sa distribution. La $PNEC_{medium}(i)$ utilisée pour le calcul de l'indice de risque, correspond alors à la valeur minimale obtenue parmi toutes les $PNEC_{medium}(i,o)$. L'information de l'organisme de référence à l'origine de la valeur minimale est conservée à titre indicatif pour orienter, le cas échéant, le raffinement de l'analyse de l'exposition nécessaire lors de l'étape 2 de la méthode graduée de l'évaluation du risque. Le Tableau 16 récapitule les $PNEC_{medium}(i)$.

Tableau 16 : valeurs des concentrations sans effet (PNEC) vis-à-vis du risque d'écotoxicité radiologique chronique, obtenues par rétro-calcul à partir de la valeur benchmark de 10 μ Gy/h, sans pondération des DCC. L'organisme de référence à l'origine de la valeur minimale obtenue est indiqué entre parenthèses.

	Air (Bq.m ⁻³)	Sédiment (Bq/kg)	Eau (Bq/l)
U-238	Sans objet	3.28 10 ⁴ (colvert)	4.95 10 ⁻¹ (myriophylle)
Th-234	Sans objet	2.40 10 ⁶ (rat musqué)	7.12 10 ¹ (daphnie)
Pa-234m	Sans objet	2.80 10 ⁴ (chironome)	2.11 10 ¹ (myriophylle)
<i>U-234</i>	Sans objet	3.27 10 ⁴ (colvert)	4.27 10 ⁻¹ (myriophylle)
<i>Th-230</i>	Sans objet	1.64 10 ⁵ (chironome)	6.72 10 ⁻¹ (daphnie)
<i>Ra-226</i>	Sans objet	4.62 10 ⁴ (colvert)	7.28 10 ⁻¹ (myriophylle)
<i>Rn-222</i>	4.40 10 ¹ (colvert)	1.19 10 ³ (pin)	1.33 10 ³ (éphémère/colvert)
<i>Pb-210</i>	7.28 10 ⁰ (pin)	3.59 10 ⁴ (pin)	3.00 10 ⁻² (anodonte)
<i>Bi-210</i>	1.09 10 ⁻² (pin)	1.91 10 ⁴ (pin)	1.14 10 ⁻¹ (anodonte)
<i>Po-210</i>	1.09 10 ⁻² (pin)	1.97 10 ⁴ (colvert)	1.79 10 ⁰ (daphnie)
U-235	Sans objet	3.11 10 ⁴ (colvert)	4.63 10 ⁻¹ (myriophylle)
Th-231	Sans objet	3.38 10 ⁵ (chironome)	2.83 10 ¹ (daphnie)
Pa-231	Sans objet	1.03 10 ⁴ (pin)	3.84 10 ⁰ (myriophylle)
Ac-227	Sans objet	6.44 10 ⁵ (pin)	7.08 10 ⁰ (myriophylle)
Th-227	Sans objet	8.05 10 ⁴ (chironome)	5.30 10 ⁻¹ (daphnie)
Ra-223	Sans objet	4.26 10 ⁴ (colvert)	6.11 10 ⁻¹ (myriophylle)
Pb-211	2.79 10 ¹ (colvert)	1.58 10 ³ (pin)	9.02 10 ⁻³ (éphémère)

6 CARACTÉRISATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE CHRONIQUE

Pour chaque milieu d'intérêt medium de l'écosystème aquatique continental, les indices de risque chronique total $Rtot_{ES,Medium}$ et ajouté $Rajout_{ES,Medium}$ sont calculés pour chaque année et chaque station en sommant les ratios obtenus pour chaque radionucléide i selon les équations ci-après :

$$Rajout_{ES,medium}(i) = \frac{PEC_{ES,medium}(i)}{PNEC_{ES,medium}(i)} = \frac{Cmes_{ES,medium}(i) - Cref_{ES,medium}(i)}{PNEC_{ES,medium}(i)} = Rtot_{ES,medium}(i) - Rref_{ES,medium}(i)$$

Équation 19

$$Rajout_{ES,medium} = \sum_i Rajout_{ES,medium}(i) \quad \text{Équation 20}$$

$$Rtot_{ES,medium} = \sum_i Rtot_{ES,medium}(i) \quad \text{Équation 21}$$

Si l'indice de risque ajouté demeure inférieur à 1, il peut être conclu que le risque lié à l'exposition d'origine anthropique par le milieu considéré au sein de l'écosystème est négligeable. Sinon, le risque est potentiel et doit être ré-évalué de manière plus raffinée par la réalisation de l'étape 2 de la méthode graduée d'évaluation du risque. L'information issue du screening pourra être utilisée pour justifier de limiter cette étape 2 à l'écosystème et au bassin versant associé pour lequel un indice de risque est apparu supérieur à 1 pour l'un et/ou plusieurs des milieux. Elle pourra également orienter la recherche d'informations complémentaires (e.g. données sites spécifiques) pour le(s) radionucléides et voie(s) d'exposition (indirectement au travers de l'organisme de référence à l'origine de la valeur de concentration limite) qui contribuent le plus à l'indice de risque total.

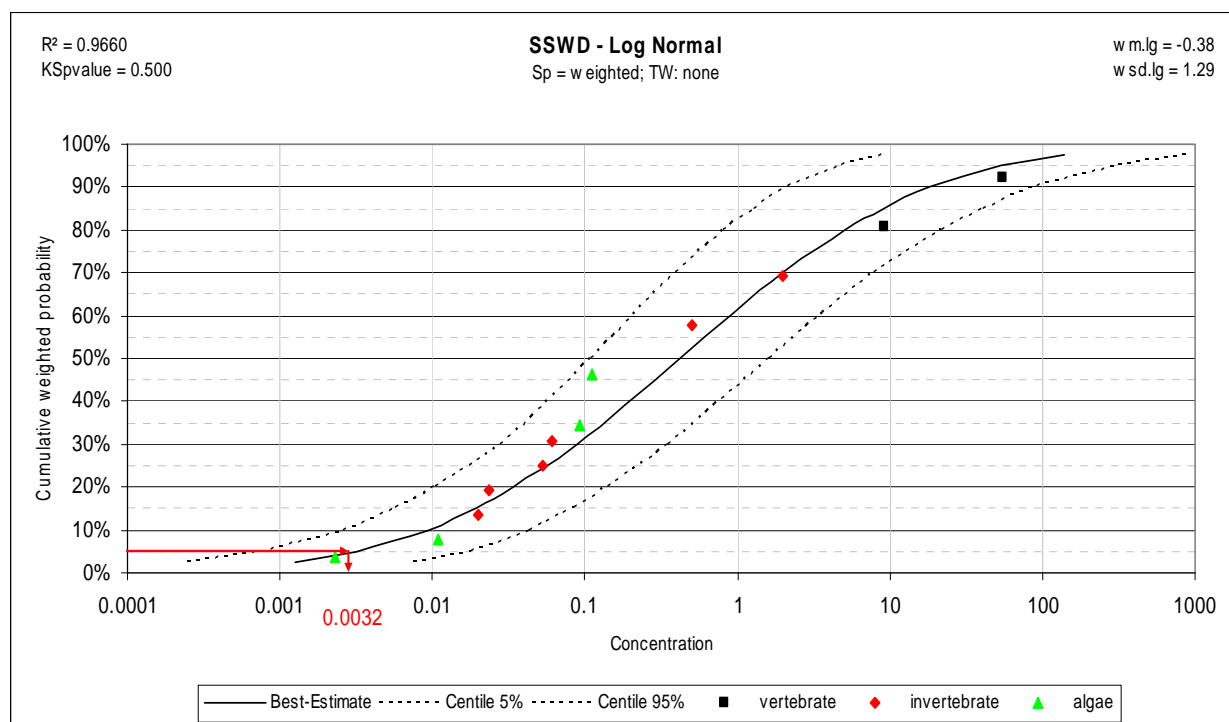
La comparaison des deux indices de risques (ajouté et total) permet d'appréhender l'importance de la contribution des rejets miniers aux effets sur l'environnement par rapport au bruit de fond naturel.

7 CARACTÉRISATION DU RISQUE CHIMIQUE CHRONIQUE POUR L'URANIUM, HYPOTHÈSES ET DONNÉES DE BASE

En parallèle de l'évaluation du risque écologique associé à la présence de substances radioactives liées à l'exploitation/gestion de mines uranifères, il est nécessaire d'examiner le risque d'écotoxicité chronique lié à la chimiotoxicité de ces substances et en particulier de l'uranium. En effet, la chimiotoxicité de l'uranium naturel est reconnue comme dominante par rapport à sa radiotoxicité bien que la contribution relative des deux modes d'action soit difficilement discriminable et fait l'objet de travaux de recherches.

La méthode d'évaluation du risque chimiotoxique pour l'uranium est celle préconisée dans le Technical Guidance Document (TGD). La méthode d'évaluation du risque radiologique ayant été conçue par adaptation de la méthode du TGD, il est donc aisé de comprendre que les hypothèses et choix méthodologiques sont identiques à ce qui a été présenté précédemment en termes de formulation du problème et d'analyse des expositions. Cette dernière est limitée aux données de concentrations dans l'eau (PEC mesurées ou extrapolées) et est parfaitement cohérente avec la série de données du Tableau 8, converties en concentration pondérale (avec 1 Bq d'²³⁸U/L = 12,4 mg d'U/L). En ce qui concerne l'analyse des effets, la PNEC pour l'uranium est dérivée par application d'un

modèle d'extrapolation de type SSD sur la base des connaissances en écotoxicité chronique pour les espèces d'eau douce. Le Tableau 33 récapitule les données issues de la littérature, accompagnées d'un certain nombre d'informations descriptives des conditions de réalisation du test ayant conduit à la valeur critique d'écotoxicité (NOEC, No Observed Effect Concentration ou EC10, concentration induisant 10% de l'effet en cas d'exposition chronique). L'application d'analyse statistique de la sensibilité des espèces regroupées en trois niveaux trophiques (producteurs primaires, invertébrés et vertébrés) a permis d'estimer la concentration protégeant 95 % des espèces constituant un écosystème d'eau douce dans un contexte d'exposition chronique (dite HC5). Les résultats sont présentés sur la Figure 7. Toutes les informations disponibles ont été employées, quelles que soient les conditions expérimentales associées : au regard de la diversité de ces dernières, les situations pouvant conduire aux concentrations les plus faibles ont donc ainsi été très vraisemblablement explorées. Il est par conséquent très peu probable que des expériences complémentaires conduisent à des EC10 inférieures. Même l'ajout de données nouvelles ne devrait donc pas abaisser la HC5 déterminée ici. Du fait de la fiabilité de cette valeur, le facteur de sécurité minimal de 1 recommandé par le TGD est appliqué à cette HC5 pour obtenir la PNEC. Celle-ci est à comparer dans le ratio PEC/PNEC à la concentration ajoutée par les pratiques anthropiques et non à la concentration totale, i.e. incluant le bruit de fond naturel. Les indices de risques ajouté et total sont donc calculés et interprétés à l'identique de ceux présentés pour le risque radiologique (cf. section précédente).



Type d'exposition	Nombre de données (nombre de moyennes géométriques)	Nombre d'espèces	Concentration protégeant 95% des espèces	Intervalle de confiance 95%
Chronique	29 (12)	8	3,2 µg/L	0,57 - 23 µg/L

Figure 7 : distribution de la sensibilité (SSD) des espèces d'eau douce relative à la chimiotoxicité chronique de l'uranium

8 PRINCIPES DE BASE DES MÉTHODES PROBABILISTES D'ÉVALUATION DU RISQUE CHIMIQUE OU RADIOLOGIQUE

Différentes méthodes existent pour intégrer les informations issues de l'analyse des expositions et de l'analyse des effets (Figure 8). 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 (e.g. 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 (catégorie 1), de la comparaison d'une valeur ponctuelle pour l'exposition et de l'ensemble du profil stresser-réponse ou SSD (catégorie 2), de distributions statistiques représentant la variabilité des expositions et/ou des effets (catégorie 3) (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 et/ou les méthodes sont pauvres, la caractérisation du risque sera peu pertinente). L'un des points fondamentaux reconnus pour l'acceptation d'une méthode et du résultat/décision associé relève de la manière dont sont décrites 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). Dans le cadre de l'évaluation conduite pour le GEP mines, ce sont les méthodes désignées sous la catégorie 3 de la figure qui devront être utilisées si l'étape suivante de la méthode ERICA est mise en œuvre à l'issue du screening, et ce uniquement pour les cas où l'indice de risque ajouté calculé lors de l'étape de screening est supérieur à 1.

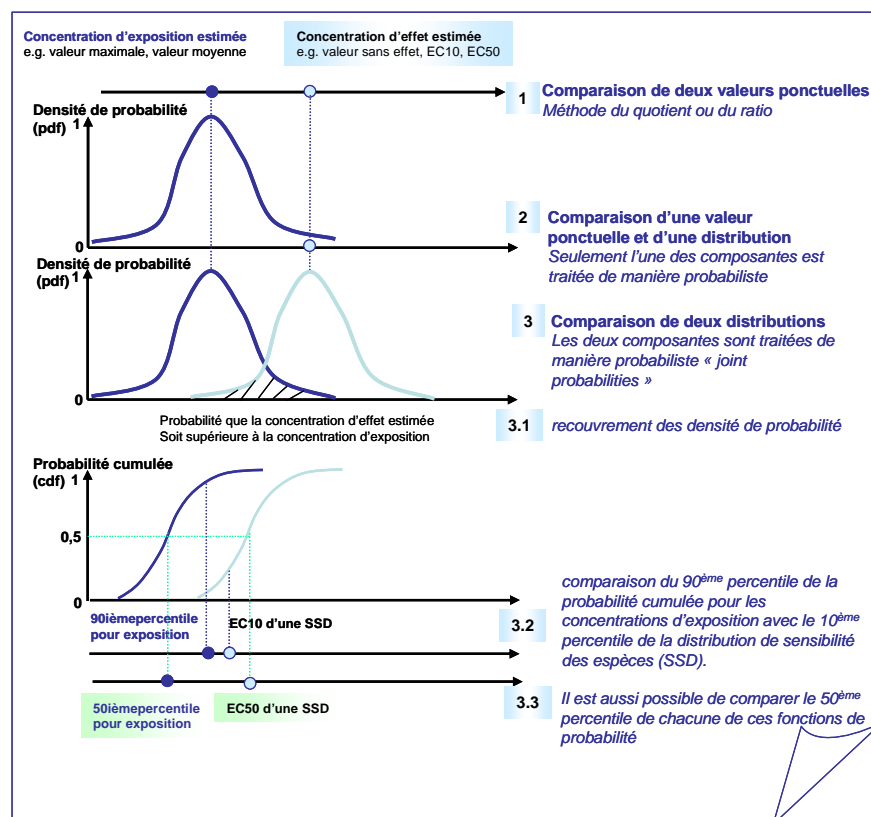


Figure 8 : représentation simplifiée des principales méthodes utilisées pour comparer exposition et effet pour caractériser un risque (modifié d'après Sergeant, 2002)

9 PERSPECTIVES D'APPLICATION DES MÉTHODES PRÉSENTÉES DANS LE CADRE DU GT2 DU GEP MINES

Les méthodes (hypothèses, équations, paramètres et choix associés) présentées dans ce document constituent la base sur laquelle les travaux d'évaluation du risque aux écosystèmes aquatiques ont été/seront conduits dans le cadre du GT2 du GEP. Les travaux développés jusqu'à la fin 2007 et qui seront restitués au final sont listés ci-après :

- examen en première approche - ou étape dite de screening- de l'impact et du risque potentiel des rejets issus des installations minières du bassin versant du Ritord sur la période 1990-2006, examen conduit en parallèle pour le risque radioécologique (ensemble des radionucléides des familles de l'uranium) et pour le risque chimique associé à l'uranium ;
- raffinement de la caractérisation du risque radioécologique pour les années où un risque potentiel est révélé par le screening, réalisé d'une part par une éventuelle ré-évaluation des concentrations d'exposition, et d'autre part par la mise en œuvre de méthodes probabilistes ;
- raffinement de la caractérisation du risque chimique associé à l'uranium pour les années où un risque potentiel est révélé par le screening, réalisé d'une part par la mise en œuvre de méthodes probabilistes, et d'autre part par la prise en compte de la spéciation de l'uranium dans la colonne d'eau (biodisponibilité différente selon les formes chimiques présentes).

Les résultats issus de ces trois sous-études permettront de dresser un diagnostic argumenté et quantifié du risque représenté par les activités minières passées et actuelles pour les écosystèmes aquatiques du bassin versant du Ritord. Ce diagnostic sera accompagné des incertitudes rencontrées lors de l'évaluation. Des compléments de travaux de R&D pourront être proposés pour réduire ou lever les incertitudes le cas échéant. Enfin, des recommandations pourront être émises sur les pratiques de l'exploitant en termes de stratégie d'échantillonnage et de mesures, pour fournir les données adéquates pour une évaluation du risque aux écosystèmes, et sur le plan de la surveillance écologique du bassin versant, en ayant à l'esprit une possible application de cette approche aux autres bassins versants concernés par l'influence des sites miniers de la région étudiée.

10 RÉFÉRENCES

Adam C, Simon O et Gilbin R (2004). Revue bibliographique critique des tests écotoxicologiques en eaux douces et stratégie expérimentale proposée pour l'établissement de relations dose-effets Application à l'évaluation de l'impact du fonctionnement normal des centrales nucléaires. GGP Environnement thème 2 - Action V1-102 - Livrable D2-1 et Action V1-103 Livrable D2.2. IRSN/DEI, rapport SECRE 04-56.

AREVA (2004). *Etablissement de Bessines: Bilan décennal environnemental 1994-2003*. COGEMA Bessines, CESAAM: 205 p.

Beaugelin-Seiller, K., J. Garnier-Laplace et L. Garcia-Sanchez (2006). *Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides - Principes, équations et paramètres. Etape de screening. Application aux effluents liquides et gazeux des centrales électronucléaires*. Rapport IRSN/DEI/SECRE 06-26. Cadarache 93p.

Burns, R. (2000) Pine Straw Mulch Could Yield Considerable Extra Income for Rural Landowners (http://overton2.tamu.edu/news/news2000/treeday2000_pinestraw.htm, page consultée le 15 octobre 2006)

Calmon, P., et C. Murlon (2003) *Équations et paramètres du logiciel ASTRAL V2.1*, IRSN/DPRE, rapport SERLAB/03-16, 113p.

- Cazala, C. (2003). Étude du comportement des radioéléments de la famille de l'uranium en milieu continental : application au département de la Haute-Vienne (Limousin). Thèse de doctorat, université Paris VI.
- Copplestone, D., S. Bielby, S. Jones, D. Patton, P. Daniel et I. Gize (2001). *Impact assessment of ionising radiation on wildlife. R&D Publication 128*. Environment Agency, Bristol, UK.
- 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.
- ERICA (2005). (Agüero, A., Björk, M., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, C.M., Oughton D.) *Ecological risk Characterisation: An interim method for the ERICA Integrated Approach. Deliverable 4a*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Copplestone, D., Björk, M. & Gilek, M. (Eds).
- ERICA (2006). (Garnier-Laplace, J., Gilbin, R.) *Derivation of Predicted No-effect Dose rates values for ecosystems and their sub-organisational level exposed to radioactive substances. Deliverable D5*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Garnier-Laplace J. & Gilbin R. (Eds).
- ERICA (2006). (Agüero, A., Alonzo, F., Copplestone, D., Jarowska, A., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, C.M., Oughton D.). *Derivation of Predicted No-effect Dose rates values for ecosystems and their sub-organisational level exposed to radioactive substances. Deliverable D5*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Garnier-Laplace J. & Gilbin R. (Eds).
- ERICA (2007). *D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risk from ionising radiation. Final Deliverable*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Beresford, N., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B., Larsson, C.M., Oughton, D., Pröhl, G., Zinger, I. (Eds).
- FASSET (2003). (Daniel DP, Garnier-Laplace J, Gilek M, Kautsky U, Larsson CM, Pentreath J, Real A, Skarphedinsdottir H, Sundbell-Bergman S, Thorrning H, Woodhead DS, Zinger I). *Radiation effects on plants and animals Deliverable 4*, FASSET Project Contract FIGE-CT-2000-00102, Woodhead and Zinger (Eds).
- Garnier-Laplace J (2004). Vers la mise en place d'une méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides - cas des écosystèmes d'eau douce. GGP Environnement thème 2 - Action V1-102 - Livrable D1-. IRSN/DEI, rapport SECRE 04-52.
- Garnier-Laplace, J. et K. Beaugelin (2006). *Examen critique des informations relatives à l'impact écologique des sites miniers sur le bassin versant du Ritord et le lac de Saint-Pardoux: étape préliminaire*. R. DEI/SECRE/06-26. Cadarache: 13 p.
- Garnier-Laplace, J., C. Della-Vedova, D. Copplestone, R. Gilbin et P. Ciffroy (2006). First application of Species Sensitivity Distributions to derive no-effect values for freshwater and terrestrial ecosystems exposed to radioactive substances. *Environmental Science and Technology* 40(20): 6498-6505.
- Gómez-Ros, J., G. Pröhl et V. Taranenko (2004). Estimation of internal and external exposures of terrestrial reference organisms to natural radionuclides in the environment. *J Radiol. Prot.* 24: 79-88.
- IRSN (2006). Radioprotection de l'environnement : synthèse et perspectives. Rapport IRSN IRSN-2005/56-FR, Collection doc.référence, Edition Doctrine et synthèse, IRSN, Clamart, 128 p.
- IRSN (2007). *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC Première partie: stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord*. R. DEI/2007-01. Clamart: 179 p.
- Métivier, H. et M. Robé (1998). *Le Radon: de l'environnement à l'homme*, EDP Sciences, collection IRSN.
- Müller, H et G. Pröhl (1993) ECOSYS 87 : a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents, *Health Physics* 64(3): 232-252.
- 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
- USDOE (2002). *A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. U.S. Department of Energy. Technical Standard DOE-STD-1153-2002*. Washington, DC. USA.

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, 337-406.

11 LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : liste des descendants considérés, par famille et par élément, pour les trois isotopes naturels de l'uranium U234, U235 et U238.	22
Tableau 2 : organismes de référence et espèces modèles associées pour l'écosystème aquatique continental	23
Tableau 3 : modèle conceptuel théorique d'exposition externe des organismes de l'écosystème aquatique continental	26
Tableau 4 : modèle conceptuel théorique des voies de transferts conduisant à une exposition interne des organismes de l'écosystème aquatique continental	27
Tableau 5 : expressions et méthode de calcul de la variable D en fonction des milieux d'exposition et des organismes	30
Tableau 6 : nature des mesures disponibles auprès d'AREVA NC (AREVA, 2004).....	31
Tableau 7 : établissement des groupes de radionucléides dont les concentrations dans l'eau seront considérées comme identiques à celle de l'uranium, du radium ou du radon sous l'hypothèse d'équilibre radioactive des familles.	33
Tableau 8 : concentrations mesurées dans l'eau du Ritord (Bq.l ⁻¹) pour les éléments en équilibre avec U238 (données AREVA NC)	35
Tableau 9 : concentrations mesurées dans l'eau du Ritord (Bq.l ⁻¹) pour les éléments en équilibre avec Ra226 (données AREVA NC)	35
Tableau 10 : concentrations calculées dans l'eau du Ritord (Bq.l ⁻¹) pour les éléments en équilibre avec U235	36
Tableau 11 : concentrations en U238 dans les sédiments du Ritord (Bq.kg ⁻¹ frais)	36
Tableau 12 : concentrations en Ra226 dans les sédiments du Ritord (Bq.kg ⁻¹ sec)	36
Tableau 13 : concentrations en Pb210 dans les sédiments du Ritord (Bq.kg ⁻¹ sec)	37
Tableau 14 : concentrations d'exposition calculées dans l'air pour le bassin versant du Ritord	37
Tableau 15 : concentrations d'exposition calculées dans l'air pour le bassin versant du Ritord	37
Tableau 16 : valeurs des concentrations sans effet (PNEC) vis-à-vis du risque d'écotoxicité radiologique chronique, obtenues par rétro-calcul à partir de la valeur benchmark de 10 µGy/h, sans pondération des DCC. L'organisme de référence à l'origine de la valeur minimale obtenue est indiqué entre parenthèses.	40
Tableau 17 : composition chimique élémentaire pondérale des organismes de référence.....	51
Tableau 18 : densité des organismes de référence	51
Tableau 19 : dimensions des organismes de référence pour l'écosystème d'eau douce.....	51
Tableau 20 : valeurs des facteurs temps associés au mode de vie et aux voies d'exposition externe des organismes d'eau douce (OF) pour l'étape de screening (hypothèses conservatives).	52
Tableau 21 : composition chimique élémentaire pondérale des milieux d'exposition	53
Tableau 22 : valeurs des fractions absorbées par compartiment dans le système respiratoire en fonction du modèle d'élimination (d'après Zach, 1985 et ICRP, 1979)	61

Tableau 23 : indices de confiance* (exprimés en %) associés aux scénarios calculés par EDEN pour l'écosystème aquatique continental	63
Tableau 24 : intervalles de confiance sur les DCCs calculés pour l'algue	64
Tableau 25 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) déterminés pour l'exposition interne en milieu aquatique continental	65
Tableau 26 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-3}$) déterminés pour l'exposition externe à l'air en milieu aquatique continental	66
Tableau 27 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) déterminés pour l'exposition externe aux sédiments en milieu aquatique continental	67
Tableau 28 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$) déterminés pour l'exposition externe à l'eau en milieu aquatique continental	68
Tableau 29 : synthèse des facteurs de transfert en milieu aquatique continental	69
Tableau 30 : autres paramètres variant par élément.	71
Tableau 31 : concentrations en U238 des sédiments estimées par la méthode AIEA (AIEA, 2001)	72
Tableau 32 : Valeurs d'écotoxicité chronique EDR_{10} estimées par modélisation des relations débit de dose - effet obtenues pour diverses espèces aquatique et terrestre associées à la structure et au fonctionnement d'un écosystème d'eau douce. Moyennes géométriques par catégorie d'effet ($\mu\text{Gy}/\text{h}$). Pour des raisons de traçabilité quant à l'utilisation des données de la base FRED, la référence FRED de l'article ayant fourni les doses brutes est précisée.	74
Tableau 33 : Données d'écotoxicité chronique de base (NOEC ou EC_{10}) issues d'une revue de littérature exhaustive et utilisées pour une analyse de type SSD afin de déterminer la $\text{PNEC}_{\text{eau douce}}$ relative à la chimiotoxicité de l'uranium. En première approche, les conditions physico-chimiques des tests n'ont pas été intégrées explicitement dans l'analyse de type SSD	76

12 LISTE DES FIGURES

Figure 1 : articulation de l'approche retenue pour la méthode d'évaluation du risque radiologique pour l'environnement dans ERICA, adaptée de (ERICA, 2005)	15
Figure 2 : identification des stations de référence pour caractériser le bruit de fond géochimique naturel au niveau d'un bassin versant minier. Exemple du bassin versant du Ritord (d'après AREVA, 2004) pour la définition et le positionnement des stations de référence potentielles	20
Figure 3 : chaînes de filiation de l'uranium 235 (à gauche) et de l'uranium 238 (à droite), avec rapports d'embranchement pour tous les descendants et période pour les principaux fils.	21
Figure 4 : spectre de décroissance radioactive des trois isotopes 234, 235 et 238 de l'uranium à 50 et 100 ans	22
Figure 5 : scénarios d'exposition pour l'écosystème aquatique continental	25
Figure 6 : distribution statistique log normal de la sensibilité des espèces associées aux écosystèmes d'eau douce et terrestre en cas d'exposition chronique γ externe.	39
Figure 7 : distribution de la sensibilité (SSD) des espèces d'eau douce relative à la chimiotoxicité chronique de l'uranium	42

Figure 8 : représentation simplifiée des principales méthodes utilisées pour comparer exposition et effet pour caractériser un risque (modifié d'après Sergeant, 2002)	43
Figure 9 : définition géométrique de l'ellipsoïde équivalent	49
Figure 10 : modèle respiratoire d'après la CIPR 30	60
Figure 11 : probabilités cumulées de la loi de distribution du Kd <i>in situ</i> « Ritord ».....	73

13 ANNEXE A : PROPRIETES DES ORGANISMES DE RÉFÉRENCE

Les organismes de référence sélectionnés pour représenter de manière simplifiée la structure et le fonctionnement des écosystèmes sont décrits par diverses propriétés qui permettent de fixer le cadre du calcul dosimétrique associé. Ces propriétés sont d'ordre géométrique (dimensions caractéristiques) et d'ordre écologique (occupation des milieux de vie) et permettent *in fine* la sélection d'un nombre limité de scénarios d'exposition.

13.1 PRINCIPES GÉNÉRAUX

13.1.1 FORME DES ORGANISMES

Tout organisme est assimilé à un ellipsoïde défini par ses trois axes, selon la Figure 9. Les axes a et b sont toujours horizontaux alors que l'axe c est toujours vertical.

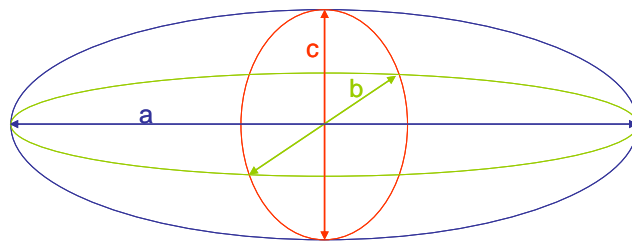


Figure 9 : définition géométrique de l'ellipsoïde équivalent

Le volume des organismes est déterminé en appliquant l'Équation 22.

$V(o) = \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot \left(\frac{a}{2} \cdot \frac{b}{2} \cdot \frac{c}{2} \right)$	Équation 22
---	-------------

Leur masse en est déduite, par l'Équation 23.

$m(o) = \rho(o) \cdot V(o)$	Équation 23
-----------------------------	-------------

Du fait de l'extrême diversité des organismes, une taille et une masse moyenne sont considérées pour ces modèles.

La détermination des dimensions virtuelles de chaque organisme est faite à partir de photos sur lesquelles peuvent être reportées au moins une des dimensions connues de l'organisme. Les dimensions de l'ellipse doivent aboutir à une masse théorique compatible avec la masse moyenne connue de l'animal ou réciproquement.

13.1.2 LOCALISATION VIS-À-VIS DES MILIEUX D'EXPOSITION

Les organismes sont positionnés vis-à-vis de trois milieux d'exposition au plus. Les repères employés sont les distances entre le barycentre de chaque organisme (sur l'axe a) et les interfaces entre les différents milieux d'exposition.

L'enfouissement caractérise ainsi la distance dans la matrice solide (sol, sédiment) entre le barycentre et la surface du sol ou du sédiment. Cette distance est indiquée négativement pour les organismes semi-enfouis. La distance au sol/sédiment caractérise l'espace existant entre le barycentre de l'organisme et la surface de la matrice solide, l'organisme étant en dehors de celle-ci.

13.2 ESPÈCES MODÈLES

Dans la mesure où il est nécessaire d'associer des valeurs aux différents paramètres caractérisant les organismes de référence, des espèces-modèles ont été choisies en correspondance, afin de s'y référer lors de la détermination numérique des paramètres espèce-dépendants. Celles-ci sont présentées ci-après, en tant qu'espèce représentant une classe taxonomique. Une dénomination courante est proposée pour chacune. Pour certains organismes, seul le genre voir même le groupe est précisé, en raison d'une faible variabilité associée.

(Sous)-Embranchement	Classe	Espèce modèle	Dénomination utilisée
Chlorophycophyte	chlorophycées	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	phytoplancton, algue verte unicellulaire
Phanérogame	dicotylédone	<i>Myriophyllum spicatum</i>	myriophylle, plante vasculaire
<i>Angiosperme</i>			
Arthropode	insecte	<i>Chironomus plumosus</i>	chironome (diptère)
<i>Antennate</i>			
Arthropode	insecte	<i>Ephemera sp.</i>	éphémère (éphéméroptère)
<i>Antennate</i>			
Arthropode	crustacé	<i>Daphnia magna</i>	zooplancton, daphnie
<i>Antennate</i>			
Mollusque	bivalve	<i>Anodonta cygnaea,</i>	anodonte
Vertébré	poisson	<i>Rutilus rutilus</i>	poisson pélagique, gardon
Vertébré	poisson	<i>Perca fluviatilis</i>	poisson pélagique, perche
Vertébré	poisson	<i>Cyprinus carpio</i>	poisson benthique, carpe commune
Vertébré	poisson	<i>Ameiurus melas</i>	poisson benthique, poisson chat
Vertébré	amphibien	<i>Rana esculenta</i>	grenouille verte
Vertébré	oiseau	<i>Anas platyrhynchos</i>	colvert
Vertébré	mammifère	<i>Ondatra zibethicus</i>	rat musqué

13.3 TABLEAUX RÉCAPITULATIFS

L'ensemble des informations nécessaires au calcul des coefficients de conversion de dose (DCC) et à leur pondération par le facteur d'occupation des milieux (OF) pour chacun des organismes de référence est synthétisé dans les tableaux réunis dans ce paragraphe :

- composition de la matière vivante ;
- géométrie des organismes et position dans l'écosystème ;
- paramètres temporels.

Tableau 17 : composition chimique élémentaire pondérale des organismes de référence

Composition chimique élémentaire pondérale simplifiée (%)													
Organisme	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 18 : densité des organismes de référence

Organisme	Densité (kg.m ⁻³)
Végétal terrestre (ligneux)	900*
Végétal aquatique	1000
Animal	1070

*<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 19 : dimensions des organismes de référence pour l'écosystème d'eau douce

Organisme	Axes de l'ellipsoïde (m)			Volume (m ³)	Masse (kg)	Enfouissement (m)	Distance au sédiment (m)
	a (horizontal)	b (horizontal)	c (vertical)	V	m	d1	d2
Algue (<i>Chl. reinhardtii</i>)	5.0 10 ⁻⁶	7.5 10 ⁻⁶	5.0 10 ⁻⁶	9.8 10 ⁻¹⁷	1.05 10 ⁻¹³	Sans objet	Sans objet
Daphnie	1.4 10 ⁻³	2.0 10 ⁻³	1.6 10 ⁻³	2.4 10 ⁻⁹	2.51 10 ⁻⁶	Sans objet	Sans objet
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
Anodonte	1.0 10 ⁰¹	4.5 10 ⁻²	3.0 10 ⁻²	7.1 10 ⁻⁵	7.56 10 ⁻²	2.0 10 ¹	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	Sans objet
Carpe commune	6.0 10 ⁻¹	1.30 10 ⁻¹	2.3 10 ⁻¹	9.4 10 ⁻³	1.01 10 ¹	Sans objet	5.0 10 ⁻²
Poisson-chat	3.3 10 ⁻¹	9.2 10 ⁻²	9.5 10 ⁻²	1.5 10 ⁻³	1.61 10 ⁰	Sans objet	5.0 10 ⁻²
Perche	3.0 10 ⁻¹	3.5 10 ⁻²	6.0 10 ⁻²	3.3 10 ⁻⁴	3.53 10 ⁻¹	Sans objet	Sans objet
Éphémère	2.0 10 ⁻²	3.0 10 ⁻³	3.0 10 ⁻³	9.4 10 ⁻⁸	1.01 10 ⁻⁴	Sans objet	Hauteur d' eau
Grenouille	7.0 10 ⁻²	4.0 10 ⁻²	2.7 10 ⁻²	4.0 10 ⁻⁵	4.24 10 ⁻²	Sans objet	5.0 10 ⁻²
Colvert	4.0 10 ⁻¹	1.8 10 ⁻¹	2.0 10 ⁻¹	7.5 10 ⁻³	8.07 10 ⁰	Sans objet	Sans objet
Rat musqué	3.3 10 ⁻¹	1.5 10 ⁻¹	1.5 10 ⁻¹	3.9 10 ⁻³	4.16 10 ⁰	Sans objet	Sans objet
Myriophylle	4.0 10 ⁻¹	4.0 10 ⁻¹	1.5 10 ⁰	1.34 10 ⁻¹	1.34 10 ²	Sans objet	Sans objet
Pin	1.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	2.1 10 ¹	1.1 10 ¹	9.9 10 ²	Sans objet	Sans objet

Tableau 20 : valeurs des facteurs temps associés au mode de vie et aux voies d'exposition externe des organismes d'eau douce (OF) pour l'étape de screening (hypothèses conservatives).

valeurs utilisées indépendamment pour le calcul de $C_{FW,air}$ ou $C_{FW,wat}$ ou $C_{FW,sed}$ comme indiqué.

	Voie d'exposition et position vis-à-vis du milieu considérée (1 si oui, 0 si non)					
	OF screening (-)					
	sédiment		eau		berge	air
	$C_{FW,sed}$		$C_{FW,wat}$		$C_{FW,berge}$	$C_{FW,air}$
	sur	dans	dans	sur	sur	dans
Algue unicellulaire	1	0	1	0	0	0
Myriophylle	1	0	1	0	0	0
Chironome (larve)	0	1	0	0	0	0
Daphnie	1	0	1	0	0	0
Anodonte	0	1	0	0	0	0
Ephémère	0	0	0	1	0	1
Gardon	1	0	1	0	0	0
Perche	1	0	1	0	0	0
Carpe	1	0	1	0	0	0
Poisson chat	1	0	1	0	0	0
Grenouille	1	0	1	0	1	1
Colvert	0	0	0	1	0	1
Rat musqué	0	0	0	0	1	1
Pin	0	0	0	0	1*	1

*exposition partielle dans la berge

14 ANNEXE B : PROPRIÉTÉS DES MILIEUX

Les milieux sont caractérisés pour les calculs dosimétriques par leur masse volumique et leur composition chimique élémentaire pondérale, propriétés présentées au Tableau 21.

Tableau 21 : 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	1000	-	11.11	88.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sédiments	1300*	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	-	-

15 ANNEXE C : CALCULS DES COEFFICIENTS DE TRANSFERT AGRÉGÉS À L'ÉQUILIBRE (TAG)

Pour les écosystèmes aquatiques continentaux, la littérature fournit généralement un TAG se rapportant à l'eau, intégrant transferts direct et trophique (cf. §.3.5.3). Cependant, si nécessaire, il est également possible de dérouler un raisonnement complet sur l'ensemble de la chaîne trophique afin de déterminer un paramètre de transfert agrégé. Les équations nécessaires sont reportées ci-après.

15.1 CAS DES VÉGÉTAUX

La contamination des plantes aquatiques au sens strict est exprimée de façon intégrée uniquement à partir de celle de l'eau.

$$C_{wat}(i, veg) = BCF(i, veg) \cdot C(i, wat)$$

Équation 24

Dans l'hypothèse où seule serait disponible la concentration dans les sédiments, cette équation peut également s'exprimer sur cette base en supposant un équilibre eau-sédiment régi par le coefficient de distribution (cf. Annexe E) :

$$C_{wat}(i, veg) = BCF(i, veg) \cdot \frac{1 + S \cdot Kd(i, SM)}{0,1 \cdot Kd(i, SM)} \cdot C(i, sed)$$

Équation 25

Les plantes situées en rive sont considérées contaminées par transfert racinaire à partir des sédiments ainsi que par dépôt foliaire.

Contamination racinaire

$$C_{root}(i, veg) = TF(i, veg) \cdot C(i, sed)$$

Équation 26

Contamination foliaire par l'air (IAEA, 2001)

$$d_{air}(i) = [V_d(i) + V_w(i)] \cdot C(i, air)$$

Équation 27

Cette équation se simplifie pour l'étape de screening.

$$d_{air}(i) = V_T(i) \cdot C(i, air)$$

Équation 28

La concentration en radionucléide suite au dépôt foliaire à partir de l'air est estimée comme suit :

$$C_{air}(i, veg) = \frac{D(i, fol) \cdot \alpha(veg) \cdot (1 - e^{-(\lambda_i + \lambda_{i,w}) \cdot t_{ref}(veg)})}{[\lambda_i + \lambda_{i,w}]} = \frac{[V_T(i) \cdot C(i, air)] \cdot \alpha(veg) \cdot (1 - e^{-(\lambda_i + \lambda_{i,w}) \cdot t_{ref}(veg)})}{[\lambda_i + \lambda_{i,w}]}$$

Équation 29

Les organismes végétaux considérés étant pluriannuels, le terme exponentiel est négligeable devant 1 et ne sera plus considéré par la suite.

15.2 CAS DES ANIMAUX

Considérant que les voies de contamination sont additives, la concentration en radionucléide d'un animal résulte de la somme des contributions de chaque voie d'exposition interne (inhalation, ingestion). Il s'agit de considérer d'une part les transferts directs à partir des compartiments abiotiques (eau, sol, sédiment), d'autre part la voie trophique (consommation de végétaux, d'animaux).

La forme générale des équations de concentration à l'équilibre dans les animaux s'écrit :

$$C_{source}(i, ani) = TAG_{source}(i, ani) \cdot C(i, source) \quad \text{Équation 30}$$

Cette concentration est également obtenue par

$$C_{source}(i, ani) = F(i) \cdot INC_{source}(i, ani) \quad (\text{AIEA, 2001}) \quad \text{Équation 31}$$

$$C_{source}(i, ani) = \frac{1 - e^{-(\lambda_i + \lambda_{i,bio})}}{\lambda_i + \lambda_{i,bio}} \cdot f(i) \cdot INC_{source}(i, ani) \quad (\text{US-DOE, 2002}) \quad \text{Équation 19bis}$$

Pour déterminer le TAG_{source} , il s'agit donc d'exprimer l'incorporation à partir de la source, INC_{source} , en fonction de la concentration de cette source : c'est l'objet des paragraphes suivants, relatifs aux différentes voies d'incorporation possibles.

15.2.1 EXPOSITION À L'AIR (INHALATION)

La quantité de radionucléide incorporée par la voie air est obtenue par :

$$INH_{air}(i, ani) = R_{air}(ani) \cdot f_1(i) \cdot C(i, air) \quad \text{Équation 32}$$

15.2.2 EXPOSITION AU SÉDIMENT (INHALATION DE PARTICULES DE SÉDIMENT)

L'ingestion de sédiment peut être implicitement intégrée dans les TAG relatifs à la nourriture, par sélection de valeurs conservatives.

Le sédiment (particules) peut également être inhalé par les animaux vivant sur les rives, du fait de sa remise en suspension.

$$INH_{res}(i, ani) = R_{res}(ani) \cdot f_1(i) \cdot C(i, sed)$$

Équation 33

15.2.3 EXPOSITION À L'EAU

Pour les organismes aquatiques, le transfert direct à partir de l'eau s'écrit à l'équilibre :

$$C_{wat}(i, ani) = CF(i, ani) \cdot C(i, wat)$$

Équation 34

Cette équation peut également s'exprimer sur la base de la concentration en radionucléide dans les sédiments en supposant un équilibre eau-sédiment régi par le coefficient de distribution :

$$C_{wat}(i, ani) = CF(i, ani) \cdot \frac{1 + S \cdot Kd(i, SM)}{0,1 \cdot Kd(i, SM)} \cdot C(i, sed)$$

Équation 35

Pour les organismes non aquatiques inféodés au milieu aquatique, le transfert à partir de l'eau se fait par l'abreuvement :

$$ING_{wat}(i, ani) = R_{wat}(ani) \cdot C(i, wat)$$

Équation 36

15.2.4 EXPOSITION TROPHIQUE

La forme générale de l'incorporation par ingestion est donnée par l'Équation 37.

$$ING_{food}(i, ani) = R_{food}(ani) \cdot C(i, food)$$

Équation 37

L'apport de radionucléide par voie trophique s'exprime en fonction du niveau trophique des consommateurs.

Par simplification, il a été considéré que chaque animal n'avait qu'un type d'aliment (cf.§.3.3).

Consommateurs primaires

S'agissant de consommateurs primaires, l'alimentation est uniquement d'origine végétale, d'où food = veg. En appliquant ce principe à l'Équation 37, on obtient l'Équation 38.

$$ING_{veg}(i, ani) = R_{veg}(ani) \cdot C(i, veg)$$

Équation 38

Sous l'hypothèse que les végétaux consommés sont uniquement des plantes aquatiques, le calcul de leur concentration repose sur l'Équation 24.

Finalement, l'équation applicable aux consommateurs primaires est la suivante :

$$ING_{veg}(i, ani) = R_{veg} \cdot BCF(i, veg) \cdot C(i, wat)$$

Équation 39

Consommateurs secondaires

L'alimentation est cette fois de nature animale, d'où food=prey. En appliquant ce principe à l'Équation 37, on obtient l'Équation 40.

$$ING_{prey}(i, pred) = R_{prey}(pred) \cdot C(i, prey)$$

Équation 40

L'équation applicable aux consommateurs secondaires en considérant transferts direct et trophique est donc la suivante :

$$ING_{prey}(i, pred) = R_{prey}(pred) \cdot [CF(i, prey) \cdot C(i, wat) + R_{veg}(prey) \cdot BCF(i, veg) \cdot C(i, wat)]$$

Équation

41

NB : Si nécessaire, il est possible de rapporter cette expression à la concentration en radionucléide dans les sédiments

15.2.5 SYNTHÈSE PAR MILIEU

Air :

végétaux de rive

$$TAG_{ES,air}(i, veg) = \frac{V_T(i) \cdot \alpha(veg)}{[\lambda_i + \lambda_{i,w}]}$$

animal « amphibie »

$$TAG_{air}(i, ani) = F(i) \cdot R_{air}(ani) \cdot f_1(i)$$

Eau

Végétaux : transfert direct

$$TAG_{wat}(i, veg) = BCF(i, veg)$$

Équation 42

Consommateur primaire : transfert direct et ingestion de végétaux

$$TAG_{wat}(i, ani) = CF(i, ani) + F(i) \cdot R_{veg}(ani) \cdot BCF(i, veg)$$

Équation 43

Consommateur secondaire : transfert direct et ingestion de proies

$$TAG_{wat}(i, pred) = CF(i, pred) + F(i) \cdot R_{prey}(pred) \cdot TAG_{wat}(i, prey)$$

Équation 44

Sédiments

Végétaux

$$TAG_{sed}(i, veg) = TF(i, veg)$$

Équation 45

Animal « amphibie »

$$TAG_{sed}(i, ani) = F(i) \cdot f_1(i) \cdot R_{res}(ani)$$

Équation 46

16 ANNEXE D : MODÈLES ALLOMÉTRIQUES

Les modèles de transfert font intervenir des paramètres physiologiques (rations alimentaires, durée de vie, périodes biologiques...) dont les valeurs sont propres à chaque animal. Si ces informations sont disponibles dans la littérature pour un certain nombre d'animaux domestiques, il n'en est pas de même pour les animaux sauvages objets de l'étude. Il est donc nécessaire de pallier au manque de données, et l'un des moyens possibles est l'utilisation d'équations allométriques. Leur principe est que tout paramètre physiologique (Y) est relié mathématiquement à la taille de l'organisme (X), selon une expression du type :

$$Y = a.X^\beta \quad \text{Équation 47}$$

16.1 DÉTERMINATION DES RATIONS ALIMENTAIRES

Les équations qui suivent sont indiquées par le DOE (2002). Les valeurs calculées par ces équations – issues de résultats relatifs aux rongeurs – ne sont utilisées que lorsqu'aucune autre donnée n'est disponible.

$$R_{\text{food}}(\text{ani}) = 5.010^{-7} \cdot m(\text{ani})^{0.75} \quad \text{Équation 48}$$

$$R_{\text{wat}}(\text{ani}) = 1.15 \cdot 10^{-9} \cdot m(\text{ani})^{0.90} \quad \text{Équation 49}$$

$$R_{\text{air}}(\text{ani}) = 5.6 \cdot 10^{-6} \cdot m(\text{ani})^{0.76} \quad \text{Équation 50}$$

$$R_{\text{res}}(\text{ani}) = 5.6 \cdot 10^{-9} \cdot m(\text{ani})^{0.76} \quad \text{Équation 51}$$

16.2 DÉTERMINATION DES PERIODES

$$t_{\text{ref}}(\text{ani}) = 3.22 \cdot 10^7 \cdot m(\text{ani})^{0.30} \quad \text{Équation 52}$$

$$t_{\text{bio}}(i, \text{ani}) = 8.6 \cdot 10^4 \cdot \beta_1(i) \cdot \left[\frac{m(\text{ani})}{1000} \right]^{\beta_2(i)} \quad \text{Équation 53}$$

β_1 : coefficients de l'équation allométrique

17 ANNEXE E : MODÈLES DE TRANSPORT SIMPLIFIÉ

En l'absence de mesures de concentration d'exposition pour le sédiment et connaissant celle de l'eau, une modélisation simplifiée en régime permanent est proposée, adaptée de l'approche décrite par l'AIEA (IAEA, 2001).

Connaissant la concentration dans l'eau brute, les sédiments sont contaminés à partir de la phase dissoute de l'eau brute, sous l'hypothèse d'un équilibre entre ces deux compartiments. La concentration en radionucléide de la phase dissoute est obtenue comme suit :

$$C(i, dis) = \frac{C(i, wat)}{1 + S.Kd(i, SM)} \quad \text{Équation 54}$$

Alors la concentration des sédiments de fond et de berge est déterminée comme suit :

$$C(i, sed) = 0,1.Kd(i, SM).C(i, dis) \cdot \frac{1 - e^{-\lambda_i.t_{sed}}}{\lambda_i.t_{sed}} = 0,1 \cdot \frac{Kd(i, SM)}{1 + S.Kd(i, SM)} \cdot \frac{1 - e^{-\lambda_i.t_{sed}}}{\lambda_i.t_{sed}} \cdot C(i, wat)$$

Équation 55

0,1 (-) Facteur de correction du Kd entre le sédiment de fond et les MES

La prise en compte de la densité des sédiments de berge vis à vis de celle des sédiments de fond entraînerait une correction d'un facteur 1.3 (rapport des masses volumiques), non pris en compte dans l'étape de screening.

De même, le terme relatif à la décroissance radioactive durant le temps effectif d'accumulation du sédiment décroît avec la durée considérée à partir de la valeur 1. De manière conservatrice, il n'est pas pris en considération pour l'étape de screening.

L'expression finale de la concentration dans les sédiments de fond comme de berge est donc la suivante :

$$C(i, sed) = 0,1 \cdot \frac{Kd(i, SM)}{1 + S.Kd(i, SM)} \cdot C(i, wat) \quad \text{Équation 56}$$

18 ANNEXE F : CORRECTION INHALATION VS INGESTION

Du fait d'une solubilité différente dans les fluides corporels, les éléments incorporés *via* l'inhalation sont susceptibles d'être plus, ou moins, absorbés par les organismes que ceux incorporés par ingestion. Dans un article relatif à la contribution de l'inhalation à la dose, Zach (1985) a proposé un facteur correctif, noté f_1 dans les équations de ce document, qui fournit un ajustement de la contribution de l'inhalation vis à vis de l'ingestion. Ce paramètre, utilisé pour corriger le taux d'inhalation en un taux équivalent d'ingestion, est obtenu par le rapport des pourcentages transférés aux fluides corporels par l'inhalation (PT) et l'ingestion (IT).

Concernant IT, ce paramètre correspond à l'expression en pourcentage de l'absorption intestinale (fraction absorbée dans le sang *via* l'ingestion), notée aussi f_1 dans les documents de la CIPR.

Le calcul du paramètre PT fait lui appel au modèle cinétique développé dans la CIPR 30 (Figure 10), pour décrire l'élimination des radionucléides à partir du système respiratoire.

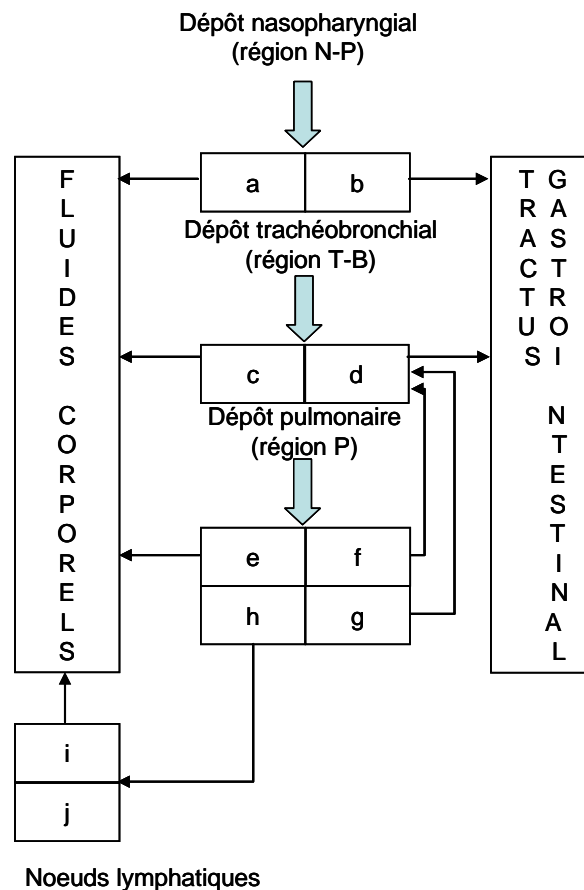


Figure 10 : modèle respiratoire d'après la CIPR 30

D'après Zach (1985), la fraction déposée dans le système respiratoire est respectivement de 0.1, 0.08 et 0.3 pour la région naso-pharyngiale (N-P), la région trachéo-bronchiale (T-B) et la région pulmonaire (P). Des modèles d'élimination appropriés, à l'échelle de temps de la journée (D), de la semaine (W) ou de l'année (Y) ont été décrits dans la CIPR 30 (classes d'inhalation), en correspondance avec les fractions absorbées par compartiment du système respiratoire (Tableau 22). L'ajustement proposé inclut le matériel éliminé du système respiratoire vers le

tractus gastro-intestinal par déglutition, et utilise la même valeur d'absorption par l'intestin pour le matériel ingéré et le matériel éliminé du système respiratoire. Pour les éléments pour lesquels plusieurs modèles d'élimination ont été décrits, le facteur de correction conservé est le plus élevé, afin d'accentuer l'importance potentielle de l'inhalation.

Tableau 22 : valeurs des fractions absorbées par compartiment dans le système respiratoire en fonction du modèle d'élimination (d'après Zach, 1985 et ICRP, 1979)

Région	compartiment	élimination	Classe d'inhalation		
			D	W	Y
N-P (fraction déposée : 0.1)	a	fluides	0.5	0.1	0.01
	b	Tractus Gastro-Intestinal (TGI)	0.5	0.9	0.99
T-B (fraction déposée : 0.08)	c	fluides	0.95	0.5	0.01
	d	TGI	0.05	0.5	0.99
P (fraction déposée : 0.3)	e	fluides	0.8	0.15	0.05
	f	TGI <i>via</i> d	n.a.*	0.4	0.4
	g	TGI <i>via</i> d	n.a.	0.4	0.4
	h	Fluides <i>via</i> nœuds lymphatiques	0.2	0.05	0.15
Nœuds lymphatiques	i	fluides	1	1	0.9
	j	fluides	n.a.	n.a.	0.1

* n.a. : donnée non disponible

Pour chaque région du système respiratoire, le pourcentage de matériel transféré aux fluides corporels par inhalation (PT) se calcule selon la formule suivante :

$$PT = \text{fraction déposée dans la région} \times [\text{fraction éliminée directement dans les fluides} + \text{fraction éliminée par le TGI} \times \text{absorption du TGI}]$$

Exemple :

Element : U

classes d'inhalation : D, W, Y

absorption intestinale (f_1 CIPR) : 0.05 pour les classes D et W, 0.002 pour la classe Y

$$PT_D = 100 \times (0.1 \times [0.5 + 0.5 \times 0.05] + 0.08 \times [0.95 + 0.05 \times 0.05] + 0.3 \times [1 + 0 \times 0.05]) = 42.87$$

$$PT_W = 100 \times (0.1 \times [0.1 + 0.9 \times 0.05] + 0.08 \times [0.5 + 0.5 \times 0.05] + 0.3 \times [0.20 + 0.8 \times 0.05]) = 12.85$$

$$PT_Y = 100 \times (0.1 \times [0.01 + 0.99 \times 0.002] + 0.08 \times [0.01 + 0.99 \times 0.002] + 0.3 \times [0.2 + 0.8 \times 0.002]) = 6.25$$

La valeur du facteur correctif PT sera donc pour l'uranium de 42.87%. IT valant 5 %, le facteur correctif inhalation vs ingestion (PT/IT) à appliquer pour l'uranium est donc de 8.6.

Références :

Zach, R (1985). Contribution of inhalation by food animals to man's ingestion dose. *Health Physics*, 49(5) :737-745.

CIPR (1979). Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. *Annals of the ICRP*, ICRP publication 30(1), 116 p.

19 ANNEXE G : VALEURS DES PARAMÈTRES

Tableau 23 : indices de confiance* (exprimés en %) associés aux scénarios calculés par EDEN pour l'écosystème aquatique continental

Scénario	Indice de confiance
Chironome dans le sédiment	27
Anodonte dans le sédiment	40
Carpe sur le sédiment	38
Poisson-chat sur le fond	40
Grenouille sur le fond	47
Myriophylle enracinée (sédiment)	45
Algue pleine eau	21
Daphnie pleine eau	31
Gardon pleine eau	43
Perche pleine eau	40
Éphémère sur l'eau	28
Goéland sur l'eau	35
Grenouille sur berge	46
Éphémère dans l'air (berge)	30
Rat musqué sur berge	39
Pin sur berge	45

*L'indice de confiance est le pourcentage de tests statistiques réussis à l'issue du calcul d'un cas. Les tests sont décrits dans Beaugelin-Seiller K (2006) EDEN version 2 - Notice théorique. Formalisme de calcul des DCC. IRSN/DEI, rapport SECRE/06-28, 55p.

Tableau 24 : intervalles de confiance sur les DCCs calculés pour l'algue

Nucléide	DCC interne (Gy.j ⁻¹ par Bq.kg ⁻¹)			DCC externe eau (Gy.j ⁻¹ par Bq.l ⁻¹)			DCC externe sédiment (Gy.j ⁻¹ par Bq.kg ⁻¹)		
	Valeur	Borne inf.	Borne sup.	Valeur	Borne inf.	Borne sup.	Valeur	Borne inf.	Borne sup.
U234	2.64E-09	2.63E-09	2.65E-09	4.53E-08	4.36E-08	4.70E-08	6.32E-11	6.32E-11	6.32E-11
Th230	2.67E-09	2.66E-09	2.68E-09	4.42E-08	4.26E-08	4.58E-08	4.44E-11	4.44E-11	4.44E-11
Ra226	2.63E-09	2.62E-09	2.64E-09	4.55E-08	4.38E-08	4.72E-08	5.18E-12	5.18E-12	5.18E-12
Rn222	2.38E-09	2.37E-09	2.39E-09	5.43E-08	5.19E-08	5.67E-08	4.86E-15	4.86E-15	4.86E-15
Pb210	4.37E-12	4.37E-12	4.37E-12	4.37E-12	4.37E-12	4.37E-12	4.37E-12	4.37E-12	4.37E-12
Bi210	3.48E-15	3.46E-15	3.50E-15	5.74E-14	5.53E-14	5.95E-14	1.52E-18	1.52E-18	1.52E-18
Po210	2.44E-09	2.43E-09	2.45E-09	5.20E-08	4.98E-08	5.42E-08	2.65E-17	2.65E-17	2.65E-17
U235	2.81E-09	2.80E-09	2.82E-09	4.10E-08	3.96E-08	4.24E-08	3.50E-10	3.50E-10	3.50E-10
Th231	2.17E-11	2.17E-11	2.17E-11	2.17E-11	2.17E-11	2.17E-11	2.17E-11	2.17E-11	2.17E-11
Pa231	2.57E-09	2.56E-09	2.58E-09	4.79E-08	4.60E-08	4.98E-08	3.76E-10	3.76E-10	3.76E-10
Ac227	3.89E-11	3.87E-11	3.91E-11	6.58E-10	6.32E-10	6.84E-10	3.37E-12	3.37E-12	3.37E-12
Th227	2.29E-09	2.28E-09	2.30E-09	5.89E-08	5.60E-08	6.18E-08	2.47E-10	2.47E-10	2.47E-10
Ra223	2.34E-09	2.33E-09	2.35E-09	5.63E-08	5.37E-08	5.89E-08	3.40E-10	3.40E-10	3.40E-10
Pb211	8.84E-14	8.84E-14	8.84E-14	8.84E-14	8.84E-14	8.84E-14	8.84E-14	8.84E-14	8.84E-14
U238	2.89E-09	2.88E-09	2.90E-09	3.90E-08	3.78E-08	4.02E-08	5.32E-11	5.32E-11	5.32E-11
Th234	2.46E-12	2.46E-12	2.46E-12	2.46E-12	2.46E-12	2.46E-12	2.46E-12	2.46E-12	2.46E-12
Pa234m	1.71E-13	1.71E-13	1.71E-13	1.71E-13	1.71E-13	1.71E-13	1.71E-13	1.71E-13	1.71E-13

Tableau 25 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) déterminés pour l'exposition interne en milieu aquatique continental

	algue	daphnie	chironome	anodonte	gardon	carpe	poisson-chat	perche	éphémère/eau	éphémère/berge	grenouille/eau	grenouille/berge	goéland	rat musqué	myriophylle	pin
U234	1.10E-04	2.53E-03	2.50E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.73E-03	2.55E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.75E-03	2.57E-03	2.75E-03	3.05E-03
Th230	1.11E-04	2.48E-03	2.45E-03	2.52E-03	2.52E-03	2.52E-03	2.52E-03	2.52E-03	2.68E-03	2.50E-03	2.52E-03	2.52E-03	2.70E-03	2.52E-03	2.70E-03	3.00E-03
Ra226	1.10E-04	2.53E-03	2.50E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.73E-03	2.55E-03	2.57E-03	2.57E-03	2.75E-03	2.57E-03	2.75E-03	3.06E-03
Rn222	9.92E-05	2.89E-03	2.85E-03	2.95E-03	2.95E-03	2.95E-03	2.95E-03	2.95E-03	3.13E-03	2.93E-03	2.95E-03	2.95E-03	3.16E-03	2.95E-03	3.16E-03	3.51E-03
Pb210	1.82E-07	2.11E-05	2.05E-05	2.23E-05	2.23E-05	2.23E-05	2.23E-05	2.23E-05	2.34E-05	2.19E-05	2.23E-05	2.23E-05	2.38E-05	2.23E-05	2.35E-05	2.57E-05
Bi210	1.45E-10	7.92E-05	5.75E-05	2.02E-04	2.03E-04	2.08E-04	2.06E-04	2.03E-04	1.59E-04	1.49E-04	2.01E-04	2.03E-04	2.23E-04	2.08E-04	2.23E-04	2.48E-04
Po210	1.02E-04	2.80E-03	2.76E-03	2.85E-03	2.85E-03	2.85E-03	2.85E-03	2.85E-03	3.03E-03	2.83E-03	2.85E-03	2.85E-03	3.05E-03	2.85E-03	3.05E-03	3.40E-03
U235	1.17E-04	2.36E-03	2.33E-03	2.39E-03	2.39E-03	2.40E-03	2.40E-03	2.40E-03	2.55E-03	2.38E-03	2.39E-03	2.39E-03	2.56E-03	2.40E-03	2.56E-03	2.85E-03
Th231	9.04E-07	5.79E-05	5.63E-05	6.00E-05	6.00E-05	6.04E-05	6.00E-05	6.00E-05	6.33E-05	5.92E-05	6.00E-05	6.00E-05	6.46E-05	6.04E-05	6.29E-05	6.75E-05
Pa231	1.07E-04	2.66E-03	2.63E-03	2.71E-03	2.71E-03	2.71E-03	2.71E-03	2.71E-03	2.88E-03	2.69E-03	2.71E-03	2.71E-03	2.90E-03	2.71E-03	2.90E-03	3.23E-03
Ac227	1.62E-06	4.29E-05	4.25E-05	4.42E-05	4.42E-05	4.42E-05	4.42E-05	4.42E-05	4.67E-05	4.38E-05	4.42E-05	4.42E-05	4.71E-05	4.42E-05	4.71E-05	5.21E-05
Th227	9.54E-05	3.13E-03	3.08E-03	3.21E-03	3.21E-03	3.21E-03	3.21E-03	3.21E-03	3.40E-03	3.18E-03	3.21E-03	3.21E-03	3.44E-03	3.21E-03	3.44E-03	3.82E-03
Ra223	9.75E-05	3.03E-03	2.98E-03	3.10E-03	3.10E-03	3.10E-03	3.10E-03	3.10E-03	3.29E-03	3.07E-03	3.10E-03	3.10E-03	3.32E-03	3.10E-03	3.32E-03	3.69E-03
Pb211	3.68E-09	7.75E-05	5.63E-05	2.32E-04	2.33E-04	2.40E-04	2.38E-04	2.34E-04	1.68E-04	1.57E-04	2.30E-04	2.31E-04	2.55E-04	2.38E-04	2.58E-04	2.85E-04
U238	1.20E-04	2.23E-03	2.21E-03	2.26E-03	2.26E-03	2.26E-03	2.26E-03	2.26E-03	2.40E-03	2.25E-03	2.26E-03	2.26E-03	2.42E-03	2.26E-03	2.42E-03	2.69E-03
Th234	1.03E-07	2.34E-05	2.20E-05	2.53E-05	2.53E-05	2.53E-05	2.53E-05	2.53E-05	2.64E-05	2.46E-05	2.53E-05	2.53E-05	2.71E-05	2.53E-05	2.72E-05	3.04E-05
Pa234m	7.13E-09	7.42E-05	5.38E-05	4.42E-04	4.46E-04	4.75E-04	4.71E-04	4.50E-04	2.03E-04	1.89E-04	4.33E-04	4.00E-04	4.63E-04	4.29E-04	5.17E-04	5.17E-04

Tableau 26 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-3}$) déterminés pour l'exposition externe à l'air en milieu aquatique continental

	algue	daphnie	chironome	anodonte	gardon	carpe	poisson-chat	perche	éphémère/eau	éphémère/berge	grenouille/eau	grenouille/berge	goéland	rat musqué	myriophylle	pin
U234									1.87E-02		1.47E-03	1.57E-01	3.89E-04			6.63E-05
Th230									1.78E-02		1.40E-03	1.49E-01	3.71E-04			6.25E-05
Ra226									1.89E-02		1.48E-03	1.56E-01	3.90E-04			6.46E-05
Rn222									2.73E-02		2.04E-03	2.27E-01	5.54E-04			9.33E-05
Pb210									1.73E-05		8.42E-06	7.75E-03	7.83E-06			7.75E-06
Bi210									1.52E-03		1.41E-04	1.83E-02	4.42E-05			8.29E-06
Po210									2.50E-02		1.89E-03	2.08E-01	5.08E-04			8.54E-05
U235									1.52E-02		1.23E-03	1.40E-01	3.31E-04			6.63E-05
Th231			S.O.						5.38E-05	S.O.	2.88E-05	2.70E-02	2.73E-05	S.O.		2.69E-05
Pa231									2.10E-02		1.63E-03	1.89E-01	4.46E-04			8.71E-05
Ac227									2.89E-04		2.69E-05	7.29E-03	1.08E-05			5.92E-06
Th227									3.36E-02		2.43E-03	2.82E-01	6.79E-04			1.23E-04
Ra223									3.01E-02		2.23E-03	2.62E-01	6.21E-04			1.17E-04
Pb211									2.00E-03		1.90E-04	2.53E-02	6.04E-05			1.17E-05
U238									1.35E-02		1.09E-03	1.13E-01	2.84E-04			4.79E-05
Th234									2.15E-05		3.12E-06	2.64E-03	2.70E-06			2.61E-06
Pa234m									4.79E-03		5.75E-04	8.25E-02	1.88E-04			4.03E-05

S.O. : sans objet

Tableau 27 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) déterminés pour l'exposition externe aux sédiments en milieu aquatique continental

	algue	daphnie	chironome	anodonte	gardon	carpe	poisson-chat	perche	éphémère/eau	éphémère/berge	grenouille/eau	grenouille/berge	goéland	rat musqué	myriophylle	pin
U234	2.63E-06	2.63E-06	6.46E-05	3.94E-06	2.63E-06	2.63E-06	2.63E-06	2.63E-06	2.63E-06	2.63E-06	2.64E-06	2.64E-06	2.63E-06	2.63E-06	2.68E-06	2.63E-06
Th230	1.85E-06	1.85E-06	6.08E-05	3.09E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.85E-06	1.89E-06	1.85E-06
Ra226	2.16E-07	2.16E-07	6.29E-05	1.54E-06	2.16E-07	2.16E-07	2.16E-07	2.16E-07	2.16E-07	2.16E-07	2.17E-07	2.18E-07	2.16E-07	2.16E-07	2.62E-07	2.16E-07
Rn222	2.03E-10	2.03E-10	9.08E-05	1.93E-06	2.03E-10	2.22E-10	3.30E-10	2.03E-10	2.03E-10	2.03E-10	1.69E-09	3.14E-09	2.03E-10	3.08E-10	7.96E-08	2.03E-10
Pb210	1.82E-07	1.82E-07	8.71E-06	7.75E-06	1.82E-07	7.71E-06	7.71E-06	1.82E-07	1.82E-07	7.71E-06	7.71E-06	7.71E-06	1.82E-07	7.71E-06	7.71E-06	7.71E-06
Bi210	6.33E-14	6.33E-14	1.48E-04	7.63E-06	6.33E-14	1.15E-07	1.32E-07	6.33E-14	6.33E-14	1.27E-07	3.54E-07	5.08E-07	6.33E-14	1.26E-07	5.21E-07	1.11E-07
Po210	1.10E-12	1.10E-12	8.29E-05	1.76E-06	1.10E-12	1.74E-11	1.13E-10	1.10E-12	1.10E-12	1.10E-12	1.30E-09	2.58E-09	1.10E-12	9.13E-11	6.96E-08	1.10E-12
U235	1.46E-05	1.46E-05	6.63E-05	1.56E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.46E-05
Th231	9.04E-07	9.04E-07	2.96E-05	2.69E-05	9.04E-07	2.69E-05	2.69E-05	9.04E-07	9.04E-07	2.69E-05	2.69E-05	2.69E-05	9.04E-07	2.69E-05	2.69E-05	2.69E-05
Pa231	1.57E-05	1.57E-05	8.71E-05	1.72E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.57E-05
Ac227	1.40E-07	1.40E-07	5.88E-06	4.96E-06	1.40E-07	4.92E-06	4.92E-06	1.40E-07	1.40E-07	4.92E-06	4.92E-06	4.92E-06	1.40E-07	4.92E-06	4.92E-06	4.92E-06
Th227	1.03E-05	1.03E-05	1.24E-04	1.27E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.04E-05	1.03E-05
Ra223	1.42E-05	1.42E-05	1.22E-04	1.65E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.43E-05	1.42E-05
Pb211	3.68E-09	3.68E-09	1.77E-04	1.12E-05	3.68E-09	1.60E-07	1.60E-07	3.68E-09	3.68E-09	3.53E-07	5.67E-07	7.92E-07	3.68E-09	1.60E-07	7.33E-07	1.60E-07
U238	2.22E-06	2.22E-06	4.63E-05	3.14E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	2.24E-06	2.22E-06
Th234	1.03E-07	1.03E-07	3.98E-06	2.61E-06	1.03E-07	2.60E-06	2.60E-06	1.03E-07	1.03E-07	2.60E-06	2.60E-06	2.60E-06	1.03E-07	2.60E-06	2.60E-06	2.60E-06
Pa234m	7.13E-09	7.13E-09	3.57E-04	4.96E-05	7.13E-09	1.68E-07	4.29E-07	7.13E-09	7.13E-09	8.33E-06	4.00E-06	4.14E-06	7.13E-09	2.48E-07	3.06E-06	1.68E-07

Tableau 28 : coefficients de conversion de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$) déterminés pour l'exposition externe à l'eau en milieu aquatique continental

	algue	daphnie	chironome	anodonte	gardon	carpe	poisson-chat	perche	éphémère/eau	éphémère/berge	grenouille/eau	grenouille/berge	goéland	rat musqué	myriophylle	pin
U234	1.89E-03	5.08E-05	2.63E-06	2.63E-06	4.01E-06	2.93E-06	3.20E-06	3.85E-06	1.27E-05		4.50E-06		2.77E-06		2.68E-06	
Th230	1.84E-03	4.79E-05	1.85E-06	1.85E-06	3.15E-06	2.13E-06	2.38E-06	3.00E-06	1.14E-05		3.62E-06		1.98E-06		1.89E-06	
Ra226	1.90E-03	4.92E-05	2.16E-07	2.16E-07	1.61E-06	5.08E-07	7.83E-07	1.44E-06	1.04E-05		2.10E-06		3.51E-07		2.55E-07	
Rn222	2.26E-03	7.04E-05	2.03E-10	2.03E-10	2.02E-06	4.33E-07	8.42E-07	1.80E-06	1.45E-05		2.73E-06		2.01E-07		6.00E-08	
Pb210	1.82E-07	8.29E-06	1.82E-07	1.82E-07	7.71E-06	7.71E-06	7.71E-06	7.71E-06	7.79E-06		7.75E-06		7.71E-06		7.71E-06	
Bi210	2.39E-09	1.37E-04	6.33E-14	6.33E-14	6.92E-06	1.68E-06	2.90E-06	6.13E-06	3.50E-05		8.67E-06		6.75E-07		3.27E-07	
Po210	2.17E-03	6.42E-05	1.10E-12	1.10E-12	1.85E-06	3.95E-07	7.63E-07	1.64E-06	1.33E-05		2.49E-06		1.83E-07		5.42E-08	
U235	1.71E-03	5.46E-05	1.46E-05	1.46E-05	1.57E-05	1.48E-05	1.50E-05	1.55E-05	2.28E-05		1.61E-05		1.47E-05		1.46E-05	
Th231	9.04E-07	2.85E-05	9.04E-07	9.04E-07	2.69E-05	2.69E-05	2.69E-05	2.69E-05	2.71E-05	S.O.	2.69E-05	S.O.	2.69E-05	S.O.	2.69E-05	S.O.
Pa231	2.00E-03	7.08E-05	1.57E-05	1.57E-05	1.72E-05	1.60E-05	1.63E-05	1.70E-05	2.71E-05		1.78E-05		1.58E-05		1.57E-05	
Ac227	2.74E-05	5.67E-06	1.40E-07	1.40E-07	4.96E-06	4.96E-06	4.96E-06	4.96E-06	5.08E-06		4.96E-06		4.96E-06		4.92E-06	
Th227	2.45E-03	9.83E-05	1.03E-05	1.03E-05	1.28E-05	1.08E-05	1.13E-05	1.25E-05	2.85E-05		1.37E-05		1.05E-05		1.04E-05	
Ra223	2.35E-03	9.71E-05	1.42E-05	1.42E-05	1.65E-05	1.47E-05	1.52E-05	1.63E-05	3.11E-05		1.74E-05		1.44E-05		1.43E-05	
Pb211	3.68E-09	1.70E-04	3.68E-09	3.68E-09	1.01E-05	2.43E-06	4.21E-06	9.00E-06	4.83E-05		1.26E-05		9.29E-07		4.29E-07	
U238	1.63E-03	3.67E-05	2.22E-06	2.22E-06	3.18E-06	2.41E-06	2.61E-06	3.07E-06	1.05E-04		3.53E-06		2.30E-06		2.24E-06	
Th234	1.03E-07	3.05E-06	1.03E-07	1.03E-07	2.61E-06	2.60E-06	2.60E-06	2.60E-06	1.55E-05		2.61E-06		2.60E-06		2.60E-06	
Pa234m	7.13E-09	3.90E-04	7.13E-09	7.13E-09	4.58E-05	1.09E-05	1.90E-05	4.07E-05	9.17E-04		5.46E-05		3.35E-06		1.52E-06	

S.O. : sans objet

Tableau 29 : synthèse des facteurs de transfert en milieu aquatique continental

Code couleur pour extrapolation (origine de la donnée) : **jaune** : crustacés d'eau douce - **violet** : poissons d'eau douce - **vert** : végétaux supérieurs - **bleu** : écosystème marin - **orangé** : crustacés marins - **rose** : phytoplancton - **gris** : fourrage - **vert pâle** : écosystème aquatique

	Kd ^a l.kg ⁻¹		TF (sed-plante) ^b kg.kg ⁻¹					BCF (eau-organisme) l.kg ⁻¹		Référence
	Sédiment	Pin	Algue	Myriophylle	Chironome, éphémère	Daphnie	Anodonte	Grenouille, goéland, rat musqué Carpe, poisson chat	Gardon, perche	
U	5.0 10 ¹ (E)	6.79 10 ⁻³ (LN, 1.41 10 ⁻²)	1.2 10 ² (LN, 3.4 10 ¹)	2.9 10 ³ (LN, 3.2 10 ³)	5.0 10 ² (E)	4.8 10 ¹ (LN, 2.6 10 ¹)	1.8 10 ² (E)	3.0 10 ¹ (E)	3.0 10 ¹ (LN, 6.0 10 ¹)	ERICA, 2006
Th	1.8 10 ⁷ (LN ; 1.8 10 ⁹)	1.08 10 ⁻³ (LN, 1.12 10 ⁻³)	4.0 10 ³ (E)	1.26 10 ³ (LN, 7.4 10 ²)	1.0 10 ² (E)	2.0 10 ³ (E)	1.0 10 ² (E)	1.1 10 ² (E)	1.1 10 ² (LN, 1.1 10 ²)	ERICA, 2006
Pa	1.0 10 ⁶ (E)	1.0 10 ⁻¹ (E)								AIEA, 2001
			3.0 10 ² (E)	3.0 10 ² (E)	3.0 10 ¹ (E)	3.0 10 ¹ (E)	3.0 10 ¹ (E)	1.0 10 ¹ (E)	1.0 10 ¹ (E)	Staven <i>et al</i> , 2003
Ac	2.0 10 ⁶ (E)	1.0 10 ⁻¹ (E)								AIEA, 2001
			1.0 10 ⁴ (E)	1.0 10 ⁴ (E)	1.0 10 ³ (E)	1.0 10 ³ (E)	1.0 10 ³ (E)	2.5 10 ¹ (E)	2.5 10 ¹ (E)	Staven <i>et al</i> , 2003
Ra	1.5 10 ⁴ (LN, 2.58 10 ⁴)	6.75 10 ⁻⁴ (LN, 7.52 10 ⁻⁴)	1.1 10 ³ (LN, 8.0 10 ²)	1.8 10 ³ (LN, 1.8 10 ³)	1.5 10 ³ (E)	1.1 10 ³ (E)	1.5 10 ³ (LN, 1.6 10 ³)	8.0 10 ¹ (E)	8.0 10 ¹ (LN, 1.2 10 ²)	ERICA, 2006
Rn	8.0 10 ⁻¹ (E)	0.8 10 ⁻¹ (E)	8.0 10 ⁻¹ (E)	8.0 10 ⁻¹ (E)	8.0 10 ⁻¹ (E)	8.0 10 ⁻¹ (E)	8.0 10 ⁻¹ (E)	8.0 10 ⁻¹ (E)	8.0 10 ⁻¹ (E)	Brown <i>et al</i> , 2004
Po	2.0 10 ⁷ (E)	3.84 10 ⁻² (LN, 2.24 10 ⁻²)	2.7 10 ⁴ (LN, 5.7 10 ³)	4.0 10 ³ (LN, 5.3 10 ³)	9.9 10 ³ (E)	2.7 10 ⁴ (E)	3.8 10 ⁴ (LN, 4.9 10 ⁴)	2.4 10 ² (E)	2.4 10 ² (LN, 2.0 10 ²)	ERICA, 2006
Pb	1.0 10 ⁵ (E)	7.59 10 ⁻² (LN, 1.1 10 ⁻¹)	4.9 10 ⁵ (E)	1.0 10 ³ (E)	1.0 10 ⁴ (E)	2.6 10 ⁴ (E)	1.7 10 ³ (E)	3.0 10 ² (E)	3.0 10 ² (E)	ERICA, 2006

	Kd ^a l.kg ⁻¹	TF (sed-plante) ^b kg.kg ⁻¹					BCF (eau-organisme) l.kg ⁻¹			Référence
	Sédiment	Pin	Algue	Myriophylle	Chironome, éphémère	Daphnie	Anodonte	Grenouille, goéland, rat musqué Carpe, poisson chat	Gardon, perche	
Bi	1.2 10 ³ (E)	5.0 10 ⁻¹ (E)	1.5 10 ³ (E)	1.5 10 ³ (E)	1.0 10 ⁵ (E)	1.0 10 ⁵ (E)	1.0 10 ⁵ (E)	1.5 10 ¹ (E)	1.5 10 ¹ (E)	Wang <i>et al</i> , 2001 - Wang <i>et al</i> , 2003 Staven <i>et al</i> , 2003

^alitre par kilogramme de substrat sec /^bkg de végétal frais par kg de substrat sec

Les paramètres sont fournis sous forme : meilleure estimation (moyenne), puis dessous entre parenthèses loi de distribution et écart type si nécessaire. En l'absence de connaissance sur la loi de distribution d'un paramètre, une loi exponentielle (E) lui est attribuée par défaut. Le symbole LN désigne lui la loi lognormale.

Tableau 30 : autres paramètres variant par élément.

	f_1	F(i) j/kg frais
U	$4.29 \cdot 10^1$	$3.0 \cdot 10^{-3}$
Th	$1.10 \cdot 10^1$	$1.0 \cdot 10^{-4}$
Pa	$1.10 \cdot 10^1$	$5.0 \cdot 10^{-6}$
Ac	$4.26 \cdot 10^1$	$2.0 \cdot 10^{-5}$
Ra	$1.84 \cdot 10^1$	$5.0 \cdot 10^{-3}$
Rn*	0	0
Po	$4.31 \cdot 10^1$	$5.0 \cdot 10^{-3}$
Pb	$4.37 \cdot 10^1$	$7.0 \cdot 10^{-4}$
Bi	$4.29 \cdot 10^1$	$2.0 \cdot 10^{-3}$
Tl	$4.80 \cdot 10^1$	$2.0 \cdot 10^{-2}$

F(i) est donné par défaut (AIEA, 2001) pour les mammifères terrestres herbivores (de type bovins).

*Radon : ce gaz ayant très peu d'affinités avec les milieux biologiques (Métivier et Robé, 1998), il est considéré dans cette étude comme étant intégralement réexhalé après inhalation. Il ne donne donc lieu à aucun transfert, d'où une valeur nulle pour les deux paramètres.

20 ANNEXE H : CONCENTRATIONS EN RADIONUCLÉIDES DES SÉDIMENTS

20.1 DÉTERMINATION DU K_D URANIUM

L'application des formulations et paramètres AIEA à la détermination des concentrations en U des sédiments conduit à des résultats incohérents (Tableau 31).

Tableau 31 : concentrations en U²³⁸ des sédiments estimées par la méthode AIEA (AIEA, 2001)

Station	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>BdF</i>	9	12	12	12	12	0	12	6	6	6	6	1	1	0
SR5	12	12	12	12	12	12	12	7	6	6	6	1	1	1
SR6	n.c.	1297	39	12	321	321	8	7	5	321	318	410	3	3
SR7	25	531	28	389	457	260	383	544	272	247	4	4	2	4
SR8	22	48	23	12	12	12	12	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
SR9	20	2828	1470	442	470	358	606	729	334	309	259	550	2	3
SR10	9	12	2050	2518	1013	816	704	853	494	433	328	500	4	3
SR11	14	1445	210	874	1446	420	321	321	210	358	139	430	190	222

valeurs mesurées / valeurs calculées

Disposant de concentrations mesurées dans l'eau et les sédiments pour plusieurs stations et plusieurs années, un K_d *in situ* spécifique au Ritord a été calculé, sur la base du rapport de la concentration annuelle en U²³⁸ dans les sédiments à la concentration totale moyenne annuelle de ce même isotope dans l'eau. Le 50^{ème} percentile de la distribution de ces valeurs a été conservé (Figure 11). La valeur de K_d utilisée pour la détermination des concentrations en U²³⁸ des sédiments est donc de 300 l.kg⁻¹ sec.

20.2 RAPPORT POIDS FRAIS/POIDS SEC

Les concentrations en radionucléides des sédiments sont usuellement exprimées en poids sec. Cependant, les coefficients de conversion de dose pour l'exposition externe aux sédiments ont été calculés pour une masse volumique de 1300 kg.m⁻³, qui correspond à la couche superficielle des sédiments de fond en place (donc exprimée en poids frais). Il est par conséquent nécessaire de convertir en poids frais les concentrations exprimées en poids sec, selon l'approche suivante :

- densité du sédiment en place = 1300 kg/m³ (EC, 2003);
- fraction volumique de l'eau dans le sédiment en place = 0.8 (EC, 2003);
- ratio⁸ poids frais/ poids sec = 2.6;

⁸ Un mètre cube de sédiment en place (1300 kg) contient 0.8 mètre cube d'eau (800 kg) et 0.2 mètre cube de sédiment sec (1300-800= 500 kg): le ratio poids frais/poids sec est donc égal à 1300/500, e.g. 2.6.

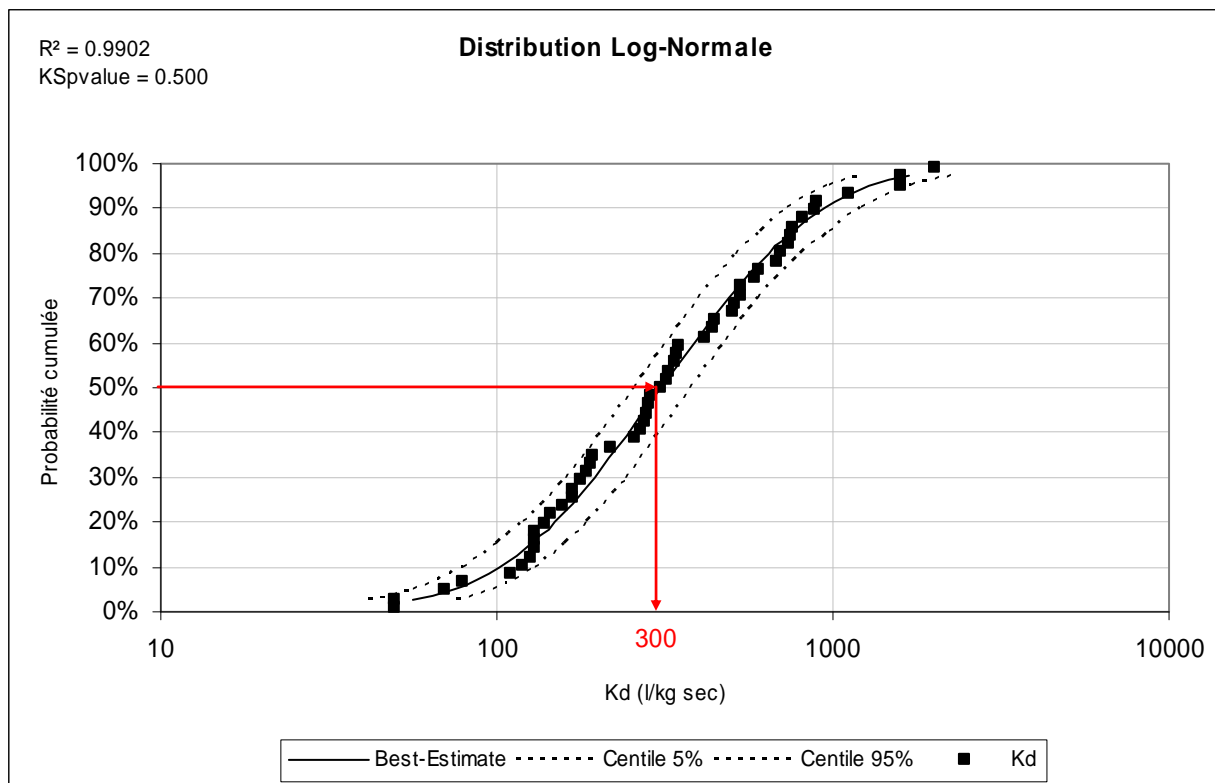


Figure 11 : probabilités cumulées de la loi de distribution du Kd *in situ* « Ritord »

21 ANNEXE I : DONNÉES D'ECOTOXICITE DE BASE

Tableau 32 : Valeurs d'écotoxicité chronique EDR₁₀ estimées par modélisation des relations débit de dose - effet obtenues pour diverses espèces aquatique et terrestre associées à la structure et au fonctionnement d'un écosystème d'eau douce. Moyennes géométriques par catégorie d'effet (µGy/h). Pour des raisons de traçabilité quant à l'utilisation des données de la base FRED, la référence FRED de l'article ayant fourni les doses brutes est précisée.

Niveau trophique/écosystème associé	Groupe taxonomique	Espèce	Catégorie d'effets	EDR ₁₀ (µGy/h)	Ref ID	Moyenne géométrique (µGy/h)		
Plantes terrestres	Plantes	<i>Canopée plurispécifique</i>	Morbidité	22341	336	17540		
				4453	485			
				54247	347			
				<i>Pinus rigida</i>	Morbidité	710	416	710
				<i>Triticum monococcum</i>	Reproduction	9819	998	10881
						10149	998	
						11095	998	
						12269	998	
						11943	998	
						12471	998	
						10222	998	
						6434	998	
						10710	998	
						13081	998	
						13911	998	
				13953	998			
				9819	993			
				12269	993			
				8573	998			
			Morbidité	10709	993	12868		
				15461	998			
	Moss/lichen	<i>Moss/lichen</i>	Morbidité	166553	349	166553		
Invertébrés terrestres	Arthropodes	<i>Porcellio scaber</i>	Reproduction	1030		1030		
			Morbidité	7931		7931		
Vertébrés terrestres	Oiseaux	<i>Gallus gallus</i>	Reproduction	25519	384	13316		
				6948	384			
	Mammifères	<i>Mus musculus</i>	Mortalité	896	619	12746		
				10483	615			
				18032	615			
				18429	615			
				17750	615			
				24041	615			
				20299	615			
				25768	615			
		Reproduction	2436	624	512			
			1525	624				
			196	616				
			1068	624				

Niveau trophique/écosystème associé	Groupe taxonomique	Espèce	Catégorie d'effets	EDR ₁₀ (μGy/h)	Ref ID	Moyenne géométrique (μGy/h)
				888	624	
				26	616	
		<i>Rattus norvegicus</i>	Reproduction	24	593	349
				547	593	
				473	629	
				452	593	
				1026	629	
				631	593	
		<i>Capra hircus</i>	Reproduction	1968	622	303
				1221	621	
				11.6	621	
		<i>Sus scrofa</i>	Morbidité	1667	629	1667
			Reproduction	123	629	31.3
				47	629	
				25	629	
				6.7	629	
Invertébrés d'eau douce	Crustacés	<i>Daphnia pulex</i>	Mortalité	287667	1065	441815
				410744	1065	
				729897	1065	
			Reproduction	187514	490	461491
				1135776	490	
		<i>Daphnia pulex</i>	Morbidité	277633	1065	277633
	Mollusques	<i>Physa heterostropha</i>	Reproduction	61229	326	66578
				66271	326	
				72730	326	
Vertébrés d'eau douce	Poissons	<i>Poecilia reticulata</i>	Reproduction	516	74	516
		<i>Oryzias latipes</i>	Reproduction	90861	204	54672
				32897	204	

Tableau 33 : Données d'écotoxicité chronique de base (NOEC ou EC₁₀) issues d'une revue de littérature exhaustive et utilisées pour une analyse de type SSD afin de déterminer la PNEC_{eau douce} relative à la chimiotoxicité de l'uranium. En première approche, les conditions physico-chimiques des tests n'ont pas été intégrées explicitement dans l'analyse de type SSD.

Niveau trophique	Taxon	Espèce	Catégorie d'effet	Forme initiale de U	Critère d'effet (ou équivalent)	Concentration (mgU/L)	Moyenne géométrique (mgU/L)	Référence					
Producteurs primaires	Algues	<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	UO ₂ (SO ₄) ₂	EC ₁₀	0.0110	0.0110	1					
			Reproduction	U(VI)	NOEC	0.0380		2					
							0.150		2				
							0.109		2				
							0.157		2				
							0.0720		2				
				<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	UO ₂ (SO ₄) ₂	NOEC	0.0007	0.00230	3			
			0.0016					3					
			0.0007					3					
			0.0017					3					
			0.0023					3					
			0.0044					3					
			0.0045					3					
			0.0120					3					
	Plantes supérieures	<i>Lemna aequinoctialis</i>	Reproduction	UO ₂ (SO ₄) ₂	NOEC	0.112	0.112	4					
Invertébrés aquatiques	Cnidaires	<i>Hydra viridissima</i>	Reproduction	UO ₂ (SO ₄) ₂	NOEC	0.0610	0.061	5					
				U(VI)	NOEC	0.0320		6					
							0.0900		6				
							0.0420		6				
							0.0620		6				
				Crustacés	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	DU	NOEC	1.97	1.97	7		
									<i>Hyalella azteca</i>		Mortalité	DU	EC ₁₀
	<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Reproduction	U(VI)						NOEC		0.0180	0.0199	8
				UO ₂ (SO ₄) ₂ , 3 H ₂ O		0.0220		9					
		<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Mortalité	UO ₂ (SO ₄) ₂ , 3 H ₂ O	NOEC	0.0220	0.0235	9					
				UO ₂ (SO ₄) ₂ , 3 H ₂ O		0.0250		9					

Niveau trophique	Taxon	Espèce	Catégorie d'effet	Forme initiale de U	Critère d'effet (ou équivalent)	Concentration (mgU/L)	Moyenne géométrique (mgU/L)	Référence
Vertébrés aquatiques	Amphibiens	<i>Xenopus laevis</i>	Morbidité	DU	NOEC	54.3	54.3	10
	Poissons	<i>Salvenilus fontinalis</i>	Reproduction	UO ₂ (SO ₄) ₂ , 3 H ₂ O UO ₂ (SO ₄) ₂ , 3 H ₂ O	NOEC	9.08 9.08	9.08	11 11

[1] Franklin, N.M.; Stauber, J.L.; Markich, S.J.; Lim, R.P. pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquat. Toxicol.*, 2000, 48, 275-289.

[2] Hogan, A.C.; Van Dam, R.A.; Markich, S.J.; Camilleri, C. Chronic toxicity of uranium to a tropical green alga (*Chlorella* sp.) in natural waters and the influence of dissolved organic carbon. *Aquat. Toxicol.* 2005, 75, 343-353

[3] Charles, A.L.; Markich, S.J.; Stauber, J.L.; De Filippis, L.F. The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquat. Toxicol.*, 2002, 60, 61-73.

[4] Charles, A.L.; Markich, S.J.; Ralph, P. Toxicity of uranium and copper individually, and in combination, to a tropical freshwater macrophyte (*Lemna aequinoctialis*). *Chemosphere*, 2006, 62, 1224-1233

[5] Markich, S.J.; Camilleri, C. Investigation of metal toxicity to tropical biota: Recommendations for revision of the Australian water quality guidelines, Supervising Scientist Report 127, Supervising Scientist: Canberra, 1997

[6] Riethmuller, N.; Markich, S.J.; Van Dam, R.A.; Parry, D. Effects of water hardness and alkalinity on the toxicity of uranium to a tropical freshwater hydra (*Hydra viridissima*). *Biomarkers*, 2001, 6, 45-51.

[7] Kuhne, W.W.; Caldwell, C.A.; Gould, W.R.; Fresquez, P.R.; Finger, S. Effects of depleted uranium on the health and survival of *Ceriodaphnia dubia* and *Hyalella azteca*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2002, 21, 2198-2203

[8] Environmental Research Institute of the Supervising Scientist (ERISS), unpublished data. cited in Hogan *et al*, 2005

[9] Semaan, M.; Holdway, D.A.; Van Dam, R.A. Comparative sensitivity of three populations of the Cladoceran *Moinodaphnia macleayi* to acute and chronic uranium exposure. *Environ. Toxicol.* 2001, 16, 365-376

[10] Mitchell, S.E.; Caldwell, C.A.; Gonzales, G., Gould, W.R.; Arimoto, R. Effects of Depleted Uranium on Survival, Growth, and Metamorphosis in the African Clawed Frog (*Xenopus laevis*). *J. Toxicol. Environ. Health part A*, 2005, 68, 951-965

[11] Parkhurst, B.R. An environmental hazard evaluation of uranium in a rocky mountain stream. *Environ. Toxicol. Chem.* 1984, 3, 113-124