

**IRSN**INSTITUT  
DE RADIOPROTECTION  
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

# Vers la proposition d'une norme de qualité environnementale pour l'uranium en eau douce

DEI/SECRE/2009-015

K. Beaugelin-Seiller, J. Garnier-Laplace, R. Gilbin

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT  
ET DE L'INTERVENTION

Service d'Étude du Comportement des Radionucléides dans les  
Écosystèmes

## DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'INTERVENTION

Service d'Études sur le Comportement des Radionucléides dans  
les Écosystèmes

BP 3 Cadarache - 13115 Saint Paul Lez Durance -

Télécopie : 04.42.19.91.43 - Téléphone : 04.42.19.96.00

Demandeur	IRSN				
Référence de la demande					
Numéro de la fiche programme	6.1.4.1				
Processus de rattachement	R5				
<p><b>Vers la proposition d'une norme de qualité environnementale pour l'uranium en eau douce</b></p> <p>K. Beaugelin-Seiller, J. Garnier-Laplace, R. Gilbin</p> <p>Service d'Étude du Comportement des Radionucléides dans les Écosystèmes</p> <p>DEI/SECRE/2009-015</p>					
	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 <i>et al.</i>	P. Thompson	J. GARNIER- LAPLACE	D. CHAMPION	J. REPUSSARD
Dates	06/10/2009	29/10/2009	10.10.2009	20/11/09	
Signatures					

DIFFUSION : Libre  Interne  Limitée

\*si nécessaire

---



---

**HISTORIQUE DES MODIFICATIONS**

Version	Date	Auteur	Pages ou paragraphes modifiés	Description ou commentaires
V1	26/11/2008	K. Beaugelin-Seiller		Émission initiale
V2	06/10/2009	K. Beaugelin-Seiller	Ajout du paragraphe « PNEC par domaine de biodisponibilité »	Ajout initié par avis INERIS
			Ajout du paragraphe « bruit de fond »	Ajout initié par avis P. Thomson <i>et al.</i>
			Reprise générale du texte	Selon commentaires de P. Thomson <i>et al.</i>

---



---

**LISTE DE DIFFUSION EXTERNE-**

Nom	Organisme
S. Noël	MEEDDM/DGPR/SRT/MSNR
O. Chabanis	MEEDDM/DGPR/SRT/MSNR
P. Hubert	INERIS/DRC
E. Thybaud, S. Andres	INERIS pole VIVA

---



---

**LISTE DE DIFFUSION INTERNE-**

Coordinateur IRSN du GT2 GEP mines pour diffusion dans le groupe (C. Ringeard)	IRSN/DRPH/SER/UETP
J. Repussard	RSN/Dir
S. Supervil	DSDRE/Dir
M. Baudry, N. Lemaitre, V. Renaud-Salis	DSDRE/DPR
M. Schwarz	DS/Dir
D. Boulaud	DEI/Dir

J.C. Gariel	DEI/Dir
D. Gay	DEI/SARG
J.M. Peres	DEI/SESURE
M.C. Robé	DEI/STEME
J. Garnier-Laplace	DEI/SECRE
K. Beaugelin	DEI/SECRE/LME
D. Boust	DEI/SECRE/LRC
R. Gilbin	DEI/SECRE/LRE

---

---

## RÉSUMÉ

La détermination d'une valeur guide dite sans effet pour tout ou partie d'un écosystème et pour une substance chimique stable ou radioactive donnée constitue une étape incontournable pour adopter une valeur en tant que norme de qualité environnementale dans le cadre de la prévention pour la protection des milieux (*e.g.*, directive cadre sur l'eau, directive 76/464/CEE concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique). Concernant les écosystèmes d'eau douce, l'uranium est l'une des substances pertinentes au plan de la DCE et du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Pour cette raison, il est nécessaire de définir une NQE pour ce radioélément (*i.e.* élément chimique dont tous les isotopes sont radioactifs). Ce document présente une analyse exhaustive et critique de la littérature relative à l'écotoxicité chronique de l'uranium vis-à-vis des espèces représentatives de la faune et de la flore en eau douce. Ce premier travail permet de proposer une valeur de PNEC (Predicted No Effect Concentration) chronique de  $5 \mu\text{g.l}^{-1}$  à utiliser en incrément du bruit de fond géochimique du milieu. Cette valeur est proposée de manière générique pour tous les hydrosystèmes d'eau douce c'est à dire quelle que soit la physico-chimie du milieu et la biodiversité.

---

---

## MOTS-CLES

Uranium, eau douce, PNEC chronique

## PRÉAMBULE

Selon la Directive Cadre sur l'Eau du 23 octobre 2000 (article 2, définition 35), la Norme de Qualité Environnementale (NQE), c'est à dire « la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement » correspond à la plus faible des PNEC (« Predicted No Effect Concentration », concentration en dessous de laquelle aucun effet inacceptable n'est attendu) des différents compartiments que sont l'eau, les sédiments et les organismes vivants, y compris les êtres humains.

$$\mathbf{NQE = \min (PNEC_{\text{eau}}, PNEC_{\text{sédiment}}, PNEC_{\text{biote}}, PNEC_{\text{santé humaine}})}$$

S'il s'agit d'une substance également d'origine naturelle, le fond géochimique naturel (BdF) doit être pris en compte et la NQE correspond alors à :

$$\mathbf{NQE = BdF + \min (PNEC_{\text{eau}}, PNEC_{\text{sédiment}}, PNEC_{\text{biote}}, PNEC_{\text{santé humaine}})}$$

Le présent document traite de la seule détermination de la PNEC relative aux eaux douces, et ne constitue à ce titre qu'une étape sur le chemin devant conduire à la détermination de la NQE de l'uranium.

## Avertissement au lecteur

Le présent rapport présente les éléments réunis par l'IRSN afin de contribuer à la détermination de la norme de qualité environnementale relative à l'uranium. Il a fait l'objet d'une vérification interne et externe, dans le cadre des procédures d'assurance-qualité mises en œuvre à l'institut. Il sera prochainement soumis à l'INERIS pour avis et prise en compte dans le processus d'examen par le comité d'experts indépendants auquel cet institut fait appel pour validation de ses travaux dans le domaine.

## SOMMAIRE

<b>1</b>	<b>CONTEXTE</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>VALEURS PUBLIÉES PAR DIVERSES INSTANCES POUR LA PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE (WATER QUALITY CRITERIA)</b>	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>DÉTERMINATION DE LA PNEC CHRONIQUE EAU DOUCE DE L'URANIUM</b>	<b>10</b>
3.1	MÉTHODE - RAPPELS	10
3.2	DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ CHRONIQUE DISPONIBLES ET PRINCIPES DE SÉLECTION	13
3.3	PNEC OBTENUE PAR APPLICATION DE FACTEURS DE SÉCURITÉ	15
3.4	PNEC OBTENUE PAR APPROCHE STATISTIQUE	15
3.5	PNEC PAR DOMAINE DE BIODISPONIBILITÉ	19
3.6	ÉLÉMENTS PRATIQUES POUR L'UTILISATION CORRECTE D'UNE PNEC	22
3.6.1	Limites de quantification	22
3.6.2	Bruit de fond	22
<b>4</b>	<b>PROPOSITION DE PNEC<sub>EAU DOUCE</sub> ET PERSPECTIVES</b>	<b>27</b>
4.1	VALEUR DE PNEC PROPOSÉE	27
4.2	POSITIONNEMENT VIS À VIS DES VALEURS RECENSÉES DANS LE MONDE	27
4.3	PERSPECTIVES	27
<b>5</b>	<b>LISTE DES FIGURES</b>	<b>28</b>
<b>6</b>	<b>LISTE DES TABLEAUX</b>	<b>29</b>
<b>7</b>	<b>RÉFÉRENCES</b>	<b>29</b>
<b>8</b>	<b>ANNEXE A : CIRCULAIRE DPPR/DE DU 07/05/07 DÉFINISSANT LES "NORMES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE PROVISOIRES (NQEP) "</b>	<b>32</b>
<b>9</b>	<b>ANNEXE B: PROPOSITION DE NQEP POUR L'URANIUM DE L'INERIS</b>	<b>51</b>
9.1	CARACTÉRISTIQUES	51
9.1.1	Propriétés physico-chimiques (HSDB, 2000)	51
9.1.2	Devenir dans l'environnement	52
9.1.3	Bioaccumulation chez les organismes aquatiques	52
9.2	CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU	53
9.2.1	Propositions existantes	53
9.2.2	Proposition INERIS	53
9.3	BIBLIOGRAPHIE	62
<b>10</b>	<b>ANNEXE C: DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ DE BASE</b>	<b>64</b>

# 1 CONTEXTE

La directive cadre européenne sur l'eau (DCE) du 22 décembre 2000, et sa transposition française (loi du 21 avril 2004 et loi n°2006-1772 sur l'eau et les milieux aquatiques du 31/12/2006) fixent des objectifs ambitieux pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et pour les eaux souterraines. L'objectif est d'atteindre le bon état écologique des masses d'eaux en 2015 et de retrouver une meilleure adéquation entre ressources et besoins en eau liés aux activités économiques. Elle entraînera à terme l'abrogation de plusieurs directives, notamment la directive 76/464/CEE en 2013 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté. Celles relatives à la potabilité des eaux distribuées, aux eaux de baignade, aux eaux résiduaires urbaines et aux nitrates d'origine agricole restent en vigueur.

Dans le cadre de la DCE, les états membres doivent mettre en œuvre une approche combinant le contrôle de la pollution à la source avec la détermination de valeurs limites de rejets et la prévention par détermination de normes de qualité environnementales pour les substances dangereuses (NQE ou EQS en anglais pour Environmental Quality Standards). Dans le contexte de l'élaboration des SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) pour les six grands bassins versants français (Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée-Corse et Seine-Normandie), ces normes de qualité environnementale sont utilisées pour l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau (diagnostic) et pour l'analyse du respect des objectifs de qualité fixés au titre de la gestion du bassin versant. La circulaire du 7 mai 2007 DCE/23 (annexe A) définit ainsi les "normes de qualité environnementale provisoires (NQEp)" des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que celles des 86 autres substances pertinentes au plan du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Cette circulaire fixe également les objectifs nationaux de réduction des émissions de ces substances et modifie la circulaire DCE 2005/12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du « bon état chimique. Ces substances et familles de substances ont été sélectionnées sur la base des résultats obtenus lors de l'inventaire exceptionnel des milieux aquatiques réalisé en 2005 et lors de l'opération de recherche des substances dangereuses dans les rejets industriels et urbains menée depuis 2003. Au total, le nombre de substances et familles de substances pertinentes atteint 114 substances (les 18 substances de la liste I de la directive 76/464 et 96 substances et familles de substances de la liste II de cette même directive). Quand elles existent, les normes de qualité (NQ) figurant à l'arrêté du 20 avril 2005 modifié font office de « normes de qualité environnementale provisoires (NQEp). Pour les autres substances et familles de substances pertinentes, les NQEp proposées sont issues des travaux de l'INERIS dans le cadre d'une convention avec le MEEDDM.

L'uranium est l'une des 86 autres substances pertinentes au plan du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau et fait donc partie de la liste dite « liste II, second tiret de la directive 76/464 (métalloïdes et métaux, autres substances...). La NQEp proposée par l'INERIS, et publiée dans la circulaire du 7 mai 2007 DCE/23, est basée sur les données d'effet relatives au compartiment eau (annexe B) ; elle correspond à la somme de la concentration définissant le bruit de fond géochimique et de la PNEC (Predicted No Effect Concentration) égale à 0,3 µg.l<sup>-1</sup> pour les eaux continentales de surface. L'estimation de la concentration du bruit de fond géochimique est basée sur la meilleure information disponible relative à la concentration dans le même type de milieu naturel soumis à une faible pression anthropique.

Parallèlement aux travaux de l'INERIS, et dans le cadre de ses activités relatives à l'évaluation du risque écologique lié à la présence de substances chimiques stables ou radioactives de diverses origines, le SECRE est amené à déterminer des valeurs de référence de type PNEC, notamment lorsque celles-ci sont manquantes dans la littérature, ou lorsque des connaissances récentes ou particulières peuvent permettre d'envisager une révision de la valeur publiée. Les résultats obtenus ces dernières années *via* les travaux de R&D sur le devenir et les effets biologiques de l'uranium au sein des écosystèmes d'eau douce justifient ainsi la révision de la valeur de PNEC pour l'uranium dans les eaux douces, fondée sur la compréhension ainsi acquise de l'écodynamique et de l'écotoxicité de cet élément. Aux vues de l'utilisation des NQE, seul le domaine de l'écotoxicité chronique est exploré dans ce document pour proposer une valeur au titre de la détermination future de la NQE pour les hydrosystèmes.

Pour plus de détails sur les méthodes et paramètres utilisés dans ce document, deux rapports peuvent être consultés : le glossaire IRSN relatif à la protection de l'environnement (IRSN, 2006) et le guide méthodologique IRSN pour l'évaluation de l'impact environnemental des rejets d'effluents chimiques des installations nucléaires (Beaugelin-Seiller *et al*, 2006).

## **2 VALEURS PUBLIÉES PAR DIVERSES INSTANCES POUR LA PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE (WATER QUALITY CRITERIA)**

Peu de valeurs dédiées à définir des critères de protection des milieux d'eau douce existent dans la littérature. Les valeurs existantes présentées dans le Tableau 1 ont par ailleurs été déterminées pour répondre à un objectif précis et une utilisation dans le cadre de l'évaluation du risque aux écosystèmes (ERE). Les recherches bibliographiques ont été limitées aux principaux organismes ayant un rôle dans l'évaluation du risque environnemental des substances chimiques existantes au plan international. Quelques initiatives nationales ont également été examinées.

Il est à noter que Environnement Canada vient de publier une valeur guide de  $5 \mu\text{g.l}^{-1}$  pour la protection de la vie aquatique (Canadian Water Quality guidelines for the Protection of Aquatic life) exposée à long terme à l'uranium (Environnement Canada 2009).

## **3 DÉTERMINATION DE LA PNEC CHRONIQUE EAU DOUCE DE L'URANIUM**

### **3.1 MÉTHODE - RAPPELS**

Deux méthodes existent pour déterminer une PNEC.

**Tableau 1 : Synthèse des principaux programmes internationaux ou nationaux ayant conduit à la détermination de critères de protection des milieux d'eau douce pour les substances chimiques existantes et ayant traité ou non le cas de l'uranium. (Les critères de qualité pour les eaux de boisson ne sont pas pris en compte).**

Programme	Objectifs des valeurs proposées	Concentration $\mu\text{g U.l}^{-1}$	Référence
US Environmental Protection Agency	Valeurs réglementaires pour protéger la plupart des espèces aquatiques - US National Ambient Water Quality Criteria (NAWQC)	Pas de valeur pour U	Suter and Tsao, 1996
United Nations Environment Programme (UNEP) and World Health Organization on Chemical Safety (WHO-IPCS)	Valeurs guides utilisées par 45 pays	Pas de valeurs pour U	WHO-IPCS, 2000
Directive Cadre sur l'Eau	Normes de qualité environnementale ou EQS	Pas de valeur au niveau européen	EC, 2000 (cf. EC, 1986)
Royal Institute (RIVM)	Normes de qualité environnementale ou EQS pour les pays bas	Pas de valeur pour l'uranium	RIVM, 1999
Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) et Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ)	Valeurs guides pour la Qualité de l'Eau ou WQG	0,5 (valeur provisoire)	ANZECC & ARMCANZ, 2001
Oak Ridge National Laboratory (ORNL)	Valeurs de screening pour l'étape II de la méthode d'évaluation du risque (secondary chronic screening values)	2,6	Suter, 1996
SRS Remediation Programme	Valeurs benchmarks pour prioriser les polluants et sites à considérer pour la remédiation dans une étape de screening	2,6	Friday, 2005
Ontario Interim Provincial Water Quality Objective	Valeur à employer en cas d'urgence, avec précaution	5	MOEE, 1994
Ranger Operating Authorisation (Minesite Technical Committee, Energy Resources of Australia, Northern Territory Department of Mines and Energy, Northern Land Council)	Concentration maximale compatible avec la protection de 99% des espèces du site Magela Creek	6 (force ionique très faible, pH entre 5,5 et 6,5)	Jones <i>et al</i> , 2006
Saskatchewan Surface Water Quality Objectives for the Protection Of Aquatic Life	Valeur guide pour la protection de la vie aquatique	15	Saskatchewan Environment, 2006
Quebec Regional Water Quality Objective	Valeur guide pour la protection de la vie aquatique (CVAC, provisional aquatic life chronic value)	14 (dureté 20-100 $\text{mg.l}^{-1}$ $\text{CaCO}_3$ ) 100 (dureté 100-210 $\text{mg.l}^{-1}$ $\text{CaCO}_3$ )	Boudreau et Guay, 2002
Environnement et Santé Canada : Liste des substances d'intérêt prioritaires II	Valeurs Estimées Sans Effet Observé (VESEO) - Canadian Water Quality guidelines for the Protection of Aquatic life	dureté <100 $\text{mg.l}^{-1}$ $\text{CaCO}_3$ plancton : 11 poissons : 280 dureté >100 $\text{mg.l}^{-1}$ $\text{CaCO}_3$ plancton : 218	Environnement Canada, 2003

Selon la méthode la plus simple, la PNEC est calculée en divisant la plus petite valeur parmi les LC(E)<sub>50</sub> issues de tests aigus ou les NOEC issues de tests chroniques par un facteur de sécurité fixe. Deux hypothèses majeures sont nécessaires : (1) la sensibilité de l'écosystème dépend de l'espèce la plus sensible et (2) protéger la structure de l'écosystème en protège le fonctionnement. En conséquence, diverses extrapolations doivent être faites : (i) des effets d'écotoxicité aigüe vers ceux d'écotoxicité chronique, (ii) pour une espèce, depuis un stade du cycle de vie vers la totalité du cycle, (iii) depuis l'individu à la population, (iv) depuis une espèce à l'autre, (v) depuis une voie d'exposition à l'autre, (vi) depuis des effets directs à des effets indirects, (vii) d'un écosystème à l'autre. Lorsqu'un jeu de données réduit existe, le TGD (Technical Guidance Document ; EC, 2003) propose de suivre des règles très précises d'attribution de valeurs à ce facteur de sécurité (Tableau 2). Dans cette dernière version du TGD, les PNECs peuvent aussi être calculées à partir de modèles d'extrapolation statistiques établis sous l'hypothèse que la variabilité de sensibilité des espèces testées est représentative de celle de toutes les espèces au sein d'un écosystème. Sur la base de cette analyse statistique, il s'agit d'estimer la concentration d'exposition affectant seulement une fraction définie au préalable des espèces de l'écosystème. Le TGD recommande alors d'estimer la valeur de PNEC en appliquant un facteur de sécurité, allant de 1 à 5 en fonction de la qualité des données, à la concentration protégeant 95 % des espèces (dite concentration dangereuse pour 5 % des espèces ou Hazardous Concentration 5 % - HC<sub>5</sub>). Une technique de bootstrap peut être appliquée pour estimer la médiane de la distribution de HC<sub>5</sub> (percentile 50 %), ainsi que ses percentiles 2,5 % et 97,5 %, permettant donc d'en estimer un intervalle de confiance à 95 %. La qualité de l'ajustement doit ensuite être estimée, par exemple pour la loi log-normale à la fois par un test de Kolmogorov-Smirnov (estimation du paramètre Ksp) et le calcul du coefficient de détermination (estimation de R<sup>2</sup>).

**Tableau 2 : Règles d'attribution d'une valeur au facteur de sécurité utilisé pour la détermination des PNEC<sub>eau douce</sub> pour les écosystèmes aquatiques lors d'une évaluation d'écotoxicité chronique. Pour plus de détails, se reporter à EC (2003)**

Données d'écotoxicité disponibles	Facteur de sécurité
Au moins une CL <sub>50</sub> <sup>(1)</sup> d'un essai court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques standards (poisson, invertébré et algue)	1000
Une NOEC <sup>(2)</sup> d'un essai long terme (poisson ou invertébré)	100
Deux NOEC d'essais long terme pour 2 niveaux trophiques (poisson et/ou invertébré et/ou algues)	50
Trois NOEC d'essais long terme pour 3 niveaux trophiques (poisson, invertébré et algue le plus souvent)	10
Méthode statistique dite SSD (Species Sensitivity Distribution)	5 à 1 en fonction du jeu de données disponibles

(1) : Concentration Létale 50%, *i.e.* entraînant la mort de 50% des individus en expérience

(2) : Concentration sans effet observé (Non Observed Effect Concentration)

Parmi ces deux méthodes, la seconde, qui permet de tracer l'utilisation de chaque donnée d'écotoxicité, est reconnue *a priori* comme plus scientifique que la précédente, dans le sens où elle ne fait pas appel à la seule plus petite valeur d'écotoxicité, et doit lui être à ce titre préférée lorsque l'ensemble de ses contraintes d'utilisation sont respectées. Selon le TGD, il faut pour cela disposer d'au moins 10 données (de type NOEC, EC<sub>10</sub> ; Lepper, 2005) pour différentes espèces couvrant au moins 8 groupes taxonomiques (poissons, une seconde famille parmi les chordés, crustacés, insectes, une famille animale d'un phylum autre que arthropodes ou chordés, une famille d'un ordre d'insecte ou tout autre phylum non encore représenté, algues, végétaux supérieurs). Le TGD précise que des écarts à ces recommandations sont envisageables au cas par cas, sur la base de la prise en considération de critères d'effet ou d'espèces particulièrement sensibles, du mode d'action de la substance ou de tout autre élément d'information permettant d'évaluer la représentativité et la pertinence du jeu de données disponibles vis à vis du contexte d'application de la valeur à déterminer. Selon le MERAG (Metals Environmental Risk Assessment Guidance ; ICMM, 2007), il n'existe pas de règle empirique de détermination du nombre minimal de données requises pour construire une SSD. En effet, ce nombre joue essentiellement sur l'incertitude entourant la valeur de la HC<sub>5</sub>, dans la mesure où les données réunies sont représentatives de l'écosystème cible en termes de pertinence écologique. Ce guide souligne ainsi que pour certains métaux ou composés métalliques, et notamment pour les compartiments sol et sédiments, réunir au moins 10 données d'écotoxicité est très difficile. Dans les situations où le nombre de données ne correspond pas au pré-requis du TGD, le MERAG considère qu'il est possible de construire une SSD sous réserve de caractériser proprement l'incertitude d'échantillonnage associé à la détermination de la HC<sub>5</sub>.

Il est proposé de dériver la PNEC pour l'uranium par la mise en œuvre en parallèle des deux méthodes précédemment exposées.

### **3.2 DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ CHRONIQUE DISPONIBLES ET PRINCIPES DE SÉLECTION**

Dans l'optique de la protection des espèces au niveau des populations, la collecte des données d'écotoxicité a été réalisée en prenant en considération les effets de type déterministe pour quatre catégories d'effet, à savoir la mortalité, la croissance, la reproduction, la morbidité. De manière consensuelle dans la littérature, ces catégories d'effet sont considérées comme étant de grande pertinence écologique en termes de dynamique des populations (*e.g.*, Forbes et Calow, 2002).

Les données ont été considérées comme recevables dans la mesure où la publication d'origine contenait suffisamment d'informations sur les organismes testés et les conditions d'expérimentation (durée, milieu d'exposition, critère d'effet...), afin de juger de leur pertinence écologique. Cette approche implique par conséquent une part de jugement d'expert.

De nombreuses publications portent sur plusieurs organismes et/ou plusieurs conditions, voir plusieurs critères d'effets. Dans la mesure où les informations associées étaient suffisantes, chacune des données ainsi recueillies a été considérée séparément.

Le tableau C1 (annexe C) récapitule de façon exhaustive les données issues de la littérature relatives à l'exposition chronique, accompagnées des informations descriptives des conditions de réalisation du test ayant conduit à la valeur critique d'écotoxicité. Pour les conditions d'exposition chronique et selon les auteurs, les données d'effet recueillies sont de quatre types :

- BEC<sub>10</sub>, 10 % Bounded Effect Concentration, critère estimé par régression et assimilé à la NOEC (No Observed Effect Concentration) ;
- MDEC, Minimum Detectable Effect Concentration, critère assimilé à la LOEC (Lowest Observable Effect Concentration) ;
- LOEC ;
- NOEC ;
- EC<sub>10</sub>, concentration induisant 10 % d'effet estimée par régression.

Les données recueillies couvrent trois groupes taxonomiques : producteurs primaires, invertébrés aquatiques et vertébrés aquatiques. Concernant les producteurs primaires, il n'y a qu'une donnée relative aux plantes supérieures, concernant l'espèce *Lemna aequinoctialis*. Cinq classes taxonomiques sont alors représentées dans les données recueillies : les plantes, les crustacés, les cnidaires, les amphibiens et les poissons.

Parmi les informations recueillies, de nombreuses données portent sur des espèces caractéristiques des écosystèmes australiens, et pour lesquelles les conditions de température choisies pour réaliser les tests sont plutôt élevées. Cependant, la gamme de température couverte par l'ensemble des tests présentés au tableau A1 s'étend entre 8 et 30 °C, la plupart étant supérieures à 25 °C, indépendamment de l'origine de l'organisme testé. Si cette gamme ne correspond pas à la situation annuelle moyenne de la plupart des cours d'eau français, de telles températures y sont fréquemment rencontrées au moins localement au cours de la période estivale. Par ailleurs, ces espèces « exotiques » ne semblent pas présenter une sensibilité significativement différente des espèces de zones tempérées de la même classe taxonomique, les gammes des concentrations d'effet en uranium étant relativement comparables au sein de ces classes. De ce fait, aucune donnée n'est écartée à ce stade, que ce soit sur la base de l'espèce ou de la température.

La mise en œuvre des méthodes recommandées par le TGD pour la détermination d'une PNEC chronique repose sur l'utilisation de NOEC. Toutefois, la représentativité de ce critère d'effet est largement remise en question (Crane et Newman, 2000 ; Scholze *et al*, 2001), notamment parce que sa valeur est intrinsèquement liée au design expérimental. Il en est de même pour les LOEC. De ce fait, le recours à une EC<sub>x</sub> apparaît plus fiable, l'EC<sub>10</sub> étant plus particulièrement adaptée aux situations chroniques (OCDE cité dans TGD, 2003 ; Lepper, 2005).

A défaut de disposer systématiquement d'EC<sub>10</sub> dans les publications consultées, des équivalents ont été calculés pour une même espèce, un même effet (temps d'exposition et critère d'effet ou endpoint - reproduction, croissance, mortalité) et une même condition expérimentale (pH, dureté, alcalinité, DOC) selon les règles suivantes :

- moyenne géométrique des NOEC et LOEC disponibles (appelée MATC, Maximum Acceptable Toxicant Concentration) ; cette moyenne est alors considérée comme représentative de la concentration seuil en dessous de laquelle le toxique n'aurait plus d'effet (Crane et Newman, 2000) ;
- moyenne géométrique des BEC<sub>10</sub> et MDEC disponibles, au regard de leur assimilation aux NOEC et LOEC respectivement.

Un classement des données d'écotoxicité les plus appropriées pour l'estimation d'une valeur guide dans les situations d'exposition chronique peut être proposé pour les critères d'effet recensés précédemment. Dans le sens décroissant de pertinence, il est le suivant : EC<sub>10</sub>>MATC>NOEC (=BEC<sub>10</sub>) >LOEC (=MDEC). Cette approche est cohérente avec celle appliquée par Environnement Canada (2009). Par conséquent, lorsque pour une espèce et un

effet donnés, il existe en plus d'une EC<sub>10</sub> (ou équivalent), d'autres critères d'effet isolés (BEC<sub>10</sub>, MDEC, NOEC ou LOEC), ces dernières informations ne sont pas exploitées, la priorité est donnée à l'EC<sub>10</sub> ou son équivalent. En l'absence d'EC<sub>10</sub> ou d'équivalent, ce sont les autres critères qui sont utilisés, selon l'ordre de pertinence précité.

### 3.3 PNEC OBTENUE PAR APPLICATION DE FACTEURS DE SÉCURITÉ

Disposant de données d'écotoxicité chronique de type EC<sub>10</sub> ou NOEC sur les trois niveaux trophiques requis par le TGD (EC, 2003), à savoir producteurs primaires, invertébrés et vertébrés, le facteur de sécurité à appliquer à la plus faible donnée d'écotoxicité recensée est de 10.

Les valeurs d'écotoxicité les plus faibles parmi celles recensées sont de l'ordre de 1 µg.l<sup>-1</sup>, mais correspondent à des BEC<sub>10</sub>. Par conséquent, elles sont considérées comme peu pertinentes au regard de l'objectif poursuivi dans ce paragraphe. Parmi les données restantes, les résultats présentés par Pickett *et al* (1993) en termes de NOEC et LOEC sur *Ceriodaphnia dubia* sont ensuite les plus faibles, allant de 2 à 6 µg.l<sup>-1</sup>. La reprise des données brutes présentées par ces auteurs conduit à la détermination des MATC suivantes : 3,4 ; 3,6 et 3,9 µgU.l<sup>-1</sup>. L'application du facteur de sécurité précédemment déterminé à la plus faible des valeurs d'écotoxicité pertinentes dans ce cadre conduit à une PNEC de 0,34 µg.l<sup>-1</sup>.

### 3.4 PNEC OBTENUE PAR APPROCHE STATISTIQUE

Afin d'établir une distribution statistique de la sensibilité des espèces à une substance donnée, il est impératif d'éviter la redondance d'informations en sélectionnant une seule valeur d'écotoxicité critique par espèce et catégorie d'effet, sauf si certaines conditions d'exposition sont suffisamment différentes pour conduire *a priori* à une sensibilité différente pour le couple (espèce, critère d'effet). L'écotoxicité de l'uranium, comme celle des autres métaux, est étroitement corrélée à sa biodisponibilité, elle-même définie en partie par la spéciation du métal dans le milieu d'exposition, dépendante des conditions physico-chimiques qui y règnent. Afin d'intégrer en première approche cet effet « spéciation » dans l'estimation de la HC<sub>5</sub>, un index de biodisponibilité a été associé à chacune des données précédemment sélectionnées. Trois classes de biodisponibilité ont été définies, en fonction des quatre paramètres physico-chimiques les plus influents pour la spéciation de l'uranium, à savoir la teneur en matière organique, le pH, l'alcalinité et la classe de dureté de l'eau (Tableau 3). D'autres éléments sont également susceptibles d'affecter le résultat des tests d'écotoxicité, dont par exemple la concentration en phosphate qui en influençant solubilité et spéciation de l'uranium modifie sa toxicité (Mkandawire *et al.*, 2006 ; 2007). Toutefois, multiplier les critères de biodisponibilité rend l'attribution d'une valeur d'index plus complexe, du fait du nombre croissant de croisements possibles. Par ailleurs, les informations relatives aux concentrations en phosphate ne sont que rarement disponibles. Il a donc été décidé pour cette étude de se limiter aux 4 premiers critères énoncés. Par ailleurs, pour ne pas raisonner seulement sur cette base théorique, les valeurs des données d'écotoxicité ont également été examinées en elles-mêmes et comparées pour une même espèce, les faibles valeurs étant considérées comme plutôt caractéristiques d'une forte biodisponibilité de l'uranium. C'est une manière implicite d'intégrer l'ensemble des paramètres influant sur la biodisponibilité de l'uranium.

**Tableau 3 : Valeurs indicatives des critères retenus pour l'attribution d'un index de biodisponibilité aux données d'écotoxicité sélectionnées**

Critères considérés	Index de biodisponibilité		
	H (High)	M (Medium)	L (Low)
DOC (mg.l <sup>-1</sup> )	Absence	Présence	Présence
pH	pH < 8	pH < 8	pH > 8
Dureté (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Dureté faible (< 60 ; eau douce à très douce)	Dureté moyenne (60-170 ; eau dure à moyennement douce)	Dureté élevée (> 170 ; eau très dure)
Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Alcalinité faible (< 60)	Alcalinité moyenne (~ 100)	Alcalinité élevée (> 200)
Concentration mesurée pendant le test d'effet (mg U.l <sup>-1</sup> )	Faible	Moyenne	Élevée

L'application de ces critères dans l'ordre de leur énoncé a permis d'attribuer un index de biodisponibilité à chacune des données recueillies. Même en ne considérant que les cinq critères retenus finalement, la multiplicité des combinaisons possibles, ainsi que l'absence de mesure de l'un ou l'autre des critères retenus, conduisent nécessairement à introduire une composante de jugement d'expert dans la détermination de cet index.

Dès lors qu'il existe pour une même espèce et une même catégorie d'effet plusieurs EC<sub>10</sub> (ou équivalent) avec un même index de biodisponibilité, la moyenne géométrique de ces données est calculée. L'application de ces règles conduit au Tableau 4. Les règles de sélection et d'agrégation exposées précédemment conduisent alors à disposer de 31 données sur 17 espèces appartenant à 7 classes taxonomiques. Par rapport aux recommandations du TGD pour déterminer la HC<sub>5</sub> sur la base d'une SSD, tous les phyla identifiés recommandés figurent, plus les cnidaires : il ne manque donc qu'un seul taxon, représentant le phylum supplémentaire autre qu'arthropodes et chordés ou la famille d'un ordre d'insecte ou tout autre phylum non encore représenté. Au regard du nombre de données et de la diversité des taxons et des catégories d'effet représentés, il est considéré que la méthode SSD est applicable.

Différents jeux de données peuvent alors être constitués pour établir la SSD, en fonction du critère de sélection pour les données elles-mêmes (minimum par espèce ou toutes données par espèce), des pondérations employées pour construire la distribution statistique (e.g. pondération par espèce ou par index de biodisponibilité). La pondération permet de ne pas accorder dans l'établissement de la distribution plus de poids à un ensemble de données qui serait surreprésenté dans le jeu de données de base par rapport aux autres (e.g., plus de données pour une espèce ou surreprésentation des données de la catégorie « forte biodisponibilité »). Toutes ces approches ont été testées, afin de quantifier leur influence sur la détermination de la HC<sub>5</sub>. Un modèle log-normal a été systématiquement ajusté aux données, la qualité de l'ajustement étant vérifiée par la détermination du coefficient de détermination R<sup>2</sup> et par un test de Kolmogorov-Smirnov (résultat exprimé classiquement par le

paramètre Ksp, probabilité que les données suivent bien la loi log-normale). Les résultats correspondants sont présentés au Tableau 5.

**Tableau 4 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour l'analyse par SSD (moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet, index de biodisponibilité - détails fournis en annexe a)**

Groupe taxonomique	Classe taxonomique	Espèce	Effet		Index de biodisponibilité (IB)	Nombre de données			
			Catégorie	Critère					
Producteurs primaires	Algues	<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	MATC	0,007	H	5		
		<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	MATC	0,017	M	2		
		<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	MATC	0,071	L	4		
		<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Reproduction	EC10	0,028	H	1		
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	Reproduction	MATC	0,050	H	3		
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	Reproduction	MATC	0,216	L	2		
	Plantes supérieures	<i>Lemna aequinoctialis</i>	Reproduction	MDEC	0,112	H	1		
Invertébrés aquatiques	Cnidaires	<i>Hydra viridissima</i>	Reproduction	MATC	0,058	H	1		
	Crustacés	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	MATC	0,014	H	6		
		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	MATC	0,539	L	2		
		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalité	MATC	0,103	H	2		
		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalité	MATC	0,169	L	2		
		<i>Daphnia magna</i>	Reproduction	EC10	0,014	L	2		
		<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Mortalité	MATC	0,017	H	3		
		<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Reproduction	MATC	0,022	H	3		
		<i>Hyalella azteca</i>	Croissance	EC10	0,013	H	5		
		<i>Hyalella azteca</i>	Croissance	EC10	0,180	L	2		
		<i>Hyalella azteca</i>	Mortalité	MATC	0,008	H	1		
		<i>Hyalella azteca</i>	Mortalité	MATC	0,099	M	2		
		<i>Hyalella azteca</i>	Mortalité	MATC	0,197	L	2		
	Insectes	<i>Chironomus tentans</i>	Mortalité	MATC	0,799	M	1		
Vertébrés aquatiques	Poissons	<i>Melanotaenia splendida inornata</i>	Mortalité	MATC	1,124	L	1		
		<i>Mogurnda mogurnda</i>	Mortalité	MATC	1,272	L	7		
		<i>Catostomus commersoni</i>	Reproduction	MATC	8,057	L	1		
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalité	MATC	0,280	H	1		
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalité	MATC	0,435	M	1		
		<i>Pimephales promelas</i>	Mortalité	MATC	1,159	M	3		
		<i>Pimephales promelas</i>	Mortalité	MATC	1,549	L	1		
		<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalité	MATC	13,44	L	1		
		<i>Salvelinus fontinalis</i>	Reproduction	NOEC	9,08	L	1		
			Amphibiens	<i>Xenopus laevis</i>	Morbidité	LOEC	13,00	L	1

\* : GM (geometric mean) / case grisée : MDEC, NOEC ou LOEC isolée

Tableau 5 : Détermination par SSD de la HC<sub>5</sub> et de son intervalle de confiance à 95 % (IC95%) pour l'exposition chronique à l'uranium des écosystèmes d'eau douce, en fonction des jeux de données considérés

Effet	Données*			Pondération		HC <sub>5</sub> et IC95%			Qualité d'ajustement	
	nature	nombre	Par espèce	Par index de biodisponibilité	valeur	Borne inf	Borne sup	R <sup>2</sup>	Ksp	
Tous	Valeur minimale par espèce	18	n.a.	Non	1,07	0,25	7,57	0,9523	0,5	
		18	n.a.	H : 1 ; L : 1	3,37	0,58	33,37	0,9353	0,5	
	EC <sub>10</sub> , MATC, NOEC et LOEC	31	Non	Non	4,61	2,22	11,02	0,9526	0,5	
		31	Oui	Non	6,42	2,76	20,64	0,9116	0,5	
		31	Non	H : 1 ; M : 1 ; L : 1	5,51	2,50	13,57	0,9535	0,5	
		31	Non	H : 10 ; M : 1 ; L : 1	3,39	1,71	6,30	0,9029	0,5	
		31	Non	H : 1 ; M : 10 ; L : 1	12,68	5,69	34,24	0,8848	0,5	
		31	Non	H : 1 ; M : 1 ; L : 10	14,56	5,64	45,81	0,9553	0,5	
	EC <sub>10</sub> et MATC	28	Oui	Non	5,59	2,40	16,23	0,9290	0,5	
		28	Non	H : 1 ; M : 1 ; L : 1	5,62	2,50	14,42	0,9552	0,5	
Le plus sensible	EC <sub>10</sub> et MATC	23	Oui	Non	4,91	1,96	15,73	0,8809	0,5	

\* moyenne géométrique par espèce et par index de biodisponibilité

n.a. non applicable

cases grisées : jeux de données finalement pris en considération pour la détermination de la PNEC<sub>eau douce</sub>

Les HC<sub>5</sub> déterminées sur la base des valeurs minimales d'écotoxicité pour chaque espèce varient de 1 à 3 µg.l<sup>-1</sup>. Les ajustements correspondants sont satisfaisants, toutefois cette approche ne sera pas retenue, pour trois raisons. D'une part, elle repose sur l'utilisation des valeurs d'écotoxicité les plus faibles pour chaque espèce, ce qui est particulièrement pénalisant. D'autre part, la valeur de HC<sub>5</sub> ainsi déterminée est relativement proche à la fois du bruit de fond et des limites de détection de certaines techniques de mesurage (cf.§.3.6). Elle est de ce fait difficile à mettre en œuvre. Enfin, cette approche ne permet pas de prendre en compte l'effet de la biodisponibilité de l'uranium sur la variation de la sensibilité de l'espèce (puisque seule la condition associée à la valeur d'écotoxicité la plus faible est retenue).

Trois résultats ont été déterminés sur la base d'une pondération différente pour l'index de biodisponibilité, afin d'estimer la HC<sub>5</sub> caractéristique de la situation de biodisponibilité qui correspond à celle de l'index auquel le poids le plus élevé est attribué. Si les valeurs obtenues sont cohérentes entre elles et avec les autres résultats, elles ne sont cependant pas suffisamment robustes à ce stade pour être conservées. En effet, les valeurs de poids appliquées ne reposent pour l'instant que sur un choix arbitraire, le ratio de 1 à 10 entre les trois index demandant à être argumenté. Donner un poids de 10 à l'index de biodisponibilité le plus élevé (H) conduit à une HC<sub>5</sub> de 3,4 assortie de l'intervalle de confiance à 95 % [1,7 - 6,3] (Tableau 5), alors que le conférer à l'index le plus bas (L) donne une HC<sub>5</sub> de 14,6 avec comme intervalle de confiance à 95 % [5,6 - 45,8]. Ces résultats dépendent du poids attribué à chaque valeur de l'index, et vont varier avec lui. Sa détermination raisonnée est donc nécessaire pour pouvoir appliquer et interpréter correctement ce type d'approche.

Restent alors les HC<sub>5</sub> associées aux 6 derniers jeux de données (cases grisées du Tableau 5), qui varient de 4,6 à 6,4 µg U.l<sup>-1</sup>. Cette cohérence remarquable sur des approches différentes confère un degré de confiance suffisant à ces résultats, pour justifier de ne pas prendre en compte de facteur de sécurité supplémentaire. Les données ayant été regroupées par espèce en fonction de l'index de biodisponibilité, les jeux de données avec pondération par ce critère présentent une plus grande pertinence pour l'interprétation des résultats. Par ailleurs, parmi les 6 jeux de données restants, ce sont ceux pour lesquels l'ajustement du modèle log-normal est le meilleur. Enfin, les HC<sub>5</sub> associées à ces 2 jeux de données sont similaires (5,5 et 5,6 µg U.l<sup>-1</sup>) et conduisent finalement à proposer une PNEC de 5 µg.l<sup>-1</sup>.

### 3.5 PNEC PAR DOMAINE DE BIODISPONIBILITÉ

Les données d'écotoxicité disponibles pour l'analyse par SSD étant différenciées par un index de biodisponibilité, il est également envisageable de déterminer une PNEC par domaine de biodisponibilité. Pour ce faire, les données présentées au tableau 4 ont été séparées en fonction de leur index de biodisponibilité. Cela conduit alors à disposer des éléments suivants :

- biodisponibilité élevée (index H) : 5 classes taxonomiques, 9 espèces (Tableau 6) ;
- biodisponibilité moyenne (index M) : 4 classes taxonomiques, 5 espèces (Tableau 7) ;
- biodisponibilité faible (index L) : 4 classes taxonomiques, 12 espèces (Tableau 8).

**Tableau 6 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour une biodisponibilité élevée (index H ; moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet)**

Groupe taxonomique	Classe taxonomique	Espèce	Effet			Nombre de données
			Catégorie	Critère	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )	
Producteurs primaires	Algues	<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	MATC	0,007	5
		<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Reproduction	EC10	0,028	1
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	Reproduction	MATC	0,050	3
	Plantes supérieures	<i>Lemna aequinoctialis</i>	Reproduction	MDEC	0,112	1
Invertébrés aquatiques	Cnidaires	<i>Hydra viridissima</i>	Reproduction	MATC	0,058	1
	Crustacés	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	MATC	0,014	6
		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalité	MATC	0,103	2
		<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Mortalité	MATC	0,017	3
		<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Reproduction	MATC	0,022	3
		<i>Hyalella azteca</i>	Croissance	EC10	0,013	5
		<i>Hyalella azteca</i>	Mortalité	MATC	0,008	1
Vertébrés aquatiques	Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalité	MATC	0,280	1

case grisée : MDEC isolée

**Tableau 7 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour une biodisponibilité moyenne (index M ; moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet)**

Groupe taxonomique	Classe taxonomique	Espèce	Effet			Nombre de données
			Catégorie	Critère	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )	
Producteurs primaires	Algues	<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	MATC	0,017	2
Invertébrés aquatiques	Crustacés	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalité	MATC	0,099	2
	Insectes	<i>Chironomus tentans</i>	Mortalité	MATC	0,799	1
Vertébrés aquatiques	Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalité	MATC	0,435	1
		<i>Pimephales promelas</i>	Mortalité	MATC	1,159	3

**Tableau 8 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour une biodisponibilité faible (index L ; moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet)**

Groupe taxonomique	Classe taxonomique	Espèce	Effet			Nombre de données
			Catégorie	Critère	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )	
Producteurs primaires	Algues	<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	MATC	0,071	4
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	Reproduction	MATC	0,216	2
Invertébrés aquatiques	Crustacés	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	MATC	0,539	2
		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalité	MATC	0,169	2
		<i>Daphnia magna</i>	Reproduction	EC10	<b>0,014</b>	2
		<i>Hyalella azteca</i>	Croissance	EC10	0,180	2
		<i>Hyalella azteca</i>	Mortalité	MATC	0,197	2
Vertébrés aquatiques	Poissons	<i>Melanotaenia splendida inornata</i>	Mortalité	MATC	1,124	1
		<i>Mogurnda mogurnda</i>	Mortalité	MATC	1,272	7
		<i>Catostomus commersoni</i>	Reproduction	MATC	8,057	1
		<i>Pimephales promelas</i>	Mortalité	MATC	1,549	1
		<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalité	MATC	13,44	1
		<i>Salvelinus fontinalis</i>	Reproduction	NOEC	9,08	1
		<i>Xenopus laevis</i>	Morbidité	LOEC	13,00	1

case grisée : NOEC ou LOEC isolée

Aucun de ces groupes de données ne répond alors aux critères du TGD pour la mise en œuvre d'une SSD. La dérivation des PNEC associées ne peut se faire que par la méthode des facteurs de sécurité. Pour chacun des domaines de biodisponibilité, plus de trois résultats d'essais long terme sur plus de trois espèces pour 3 niveaux trophiques différents (producteurs primaires, invertébrés et vertébrés) sont disponibles. Le facteur de sécurité à appliquer à la plus faible donnée d'écotoxicité disponible pour chaque domaine de biodisponibilité est alors de 10. Dans le domaine de biodisponibilité élevée, la plus faible donnée d'écotoxicité disponible est issue de tests de reproduction sur *Chlorella* (0,007 mgU.l<sup>-1</sup>), la PNEC associée serait donc de 0,7 µg U.l<sup>-1</sup>.

Dans le domaine de biodisponibilité moyenne, la plus faible donnée d'écotoxicité disponible est également issue de tests de reproduction sur *Chlorella* (0,017 mg U.l<sup>-1</sup>), la PNEC correspondante s'établissant alors à 1,7 µg U.l<sup>-1</sup>. Enfin, dans le domaine de biodisponibilité faible, la plus faible donnée d'écotoxicité provient de tests de reproduction sur *Daphnia* (0,014 mg U.l<sup>-1</sup>). La PNEC qui en est déduite est donc de 1,4 µg U.l<sup>-1</sup>.

La prise en considération du domaine de biodisponibilité, telle qu'exposée ici et associée à la méthode des facteurs de sécurité, conduit donc à déterminer des PNEC variant de 0,7 à 1,7 µg U.l<sup>-1</sup>, avec un ordre manquant de cohérence, la PNEC associée à la biodisponibilité moyenne étant supérieure à celle déterminée pour une biodisponibilité faible. A l'opposé du raffinement recherché, la mise en œuvre de la méthode des facteurs de sécurité, du fait de son conservatisme, pénalise l'approche par domaine de biodisponibilité, dont les résultats ne sont pas exploitables.

## 3.6 ÉLÉMENTS PRATIQUES POUR L'UTILISATION CORRECTE D'UNE PNEC

Les deux méthodes consensuelles applicables pour déterminer la PNEC relative à l'uranium en eau douce conduisent à des valeurs différant d'un ordre de grandeur, ce qui est couramment observé entre ces deux approches quelle que soit la substance étudiée. Le choix de l'une ou l'autre de ces valeurs dépend des objectifs poursuivis, mais aussi du contexte dans lequel elle doit être utilisée. Il ne s'agit pas de les comparer l'une à l'autre de façon absolue, mais plutôt vis à vis notamment des limites de quantification de l'uranium dans la matrice eau et du bruit de fond, ainsi que de l'incertitude associée à celui-ci. En effet, une valeur de PNEC n'est pas utilisable en tant que valeur guide de la qualité des eaux ou en tant que NQE si elle n'est pas mesurable par les techniques de métrologie de routine et/ou si elle est trop faible par rapport au fond géochimique naturel.

### 3.6.1 LIMITES DE QUANTIFICATION

Les limites de quantification de l'uranium sont dépendantes de la méthode de mesure employée. Les limites les plus faibles sont obtenues pour la technique de l'ICP-MS, elles sont alors inférieures à  $1 \text{ ng.l}^{-1}$  (Tableau 9). La méthode la moins précise est la scintillation liquide, dont la limite de quantification est de l'ordre de  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ .

**Tableau 9 : Limites de quantification de l'uranium dans une matrice simple (eau acidifiée  $\text{HNO}_3$  2%)**

Technique de mesurage	Limite de quantification pondérale ( $\mu\text{g U.l}^{-1}$ )
ICP-MS	0,0004
Fluorimétrie	1
ICP-AES	2,5
Scintillation liquide	1537
Spectrométrie alpha	0,004
Spectrométrie gamma	27

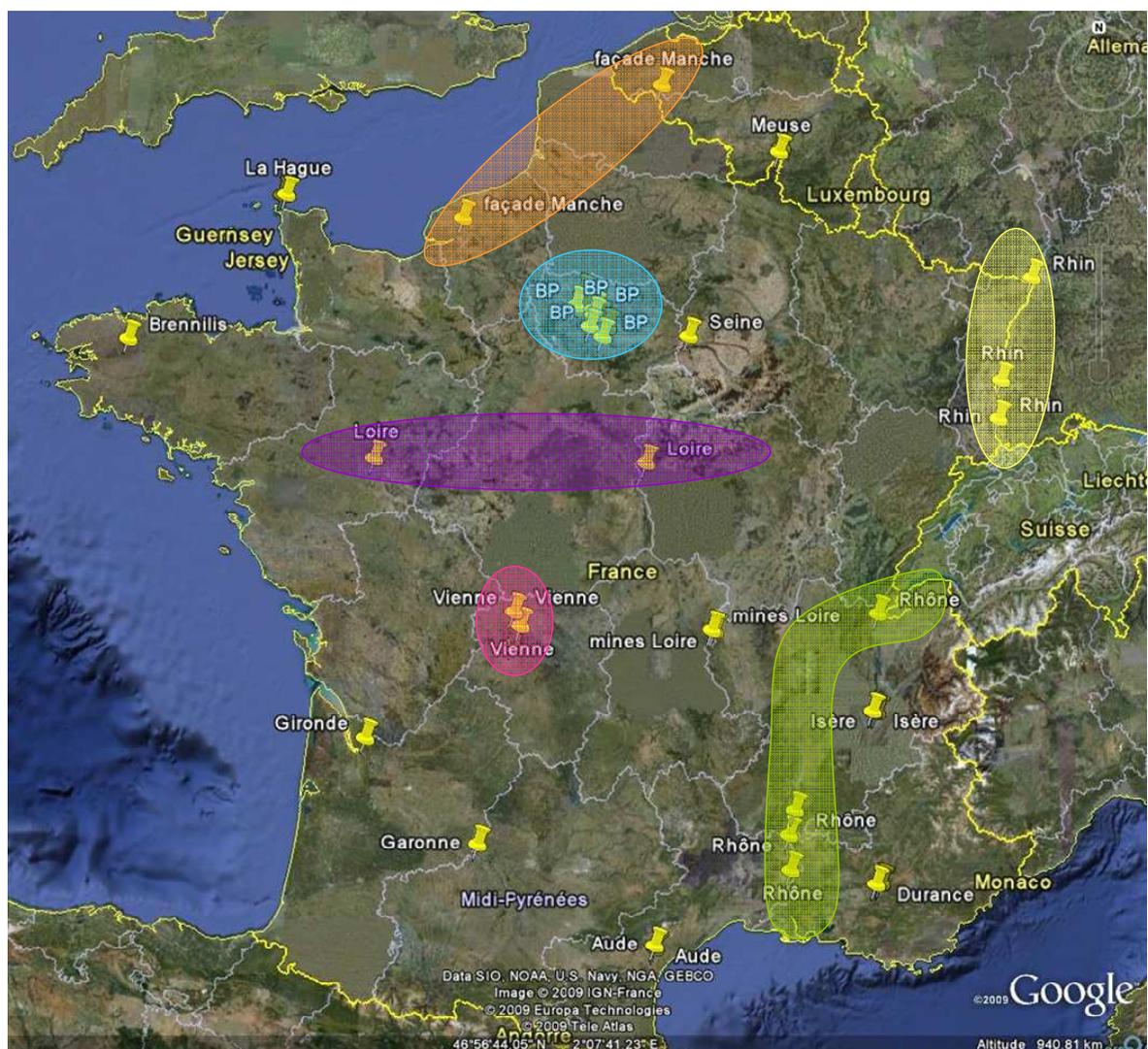
La méthode des facteurs d'extrapolation conduit à une PNEC eau douce de l'ordre de  $0,3 \mu\text{g.l}^{-1}$ , valeur compatible seulement avec une quantification par ICP-MS ou spectrométrie alpha.

Outre le fondement statistique de l'approche SSD, qui permet une détermination plus scientifique et raisonnée de la PNEC, même si elle comporte encore une part de jugement d'expert dans la sélection des données d'écotoxicité, la valeur de la PNEC issue de cette approche (*i.e.*  $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) apparaît plus pertinente au regard des limites des techniques de mesurage.

### 3.6.2 BRUIT DE FOND

Quelle que soit la méthode de détermination, la PNEC chronique estimée pour l'uranium en eau douce est exprimée comme un incrément vis à vis du bruit de fond, étant donnée la nature des données d'écotoxicité (tous les tests sont caractérisés par une concentration en uranium à laquelle le groupe témoin est exposé, non significative par rapport aux concentrations ajoutées pour les groupes exposés). Elle est donc 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. Utilisée pour proposer une norme de qualité environnementale, elle devra être ajoutée à la concentration caractéristique du bruit de fond géochimique du milieu, et alors comparée à la concentration totale du milieu (Bruit de fond géochimique plus concentration ajoutée).

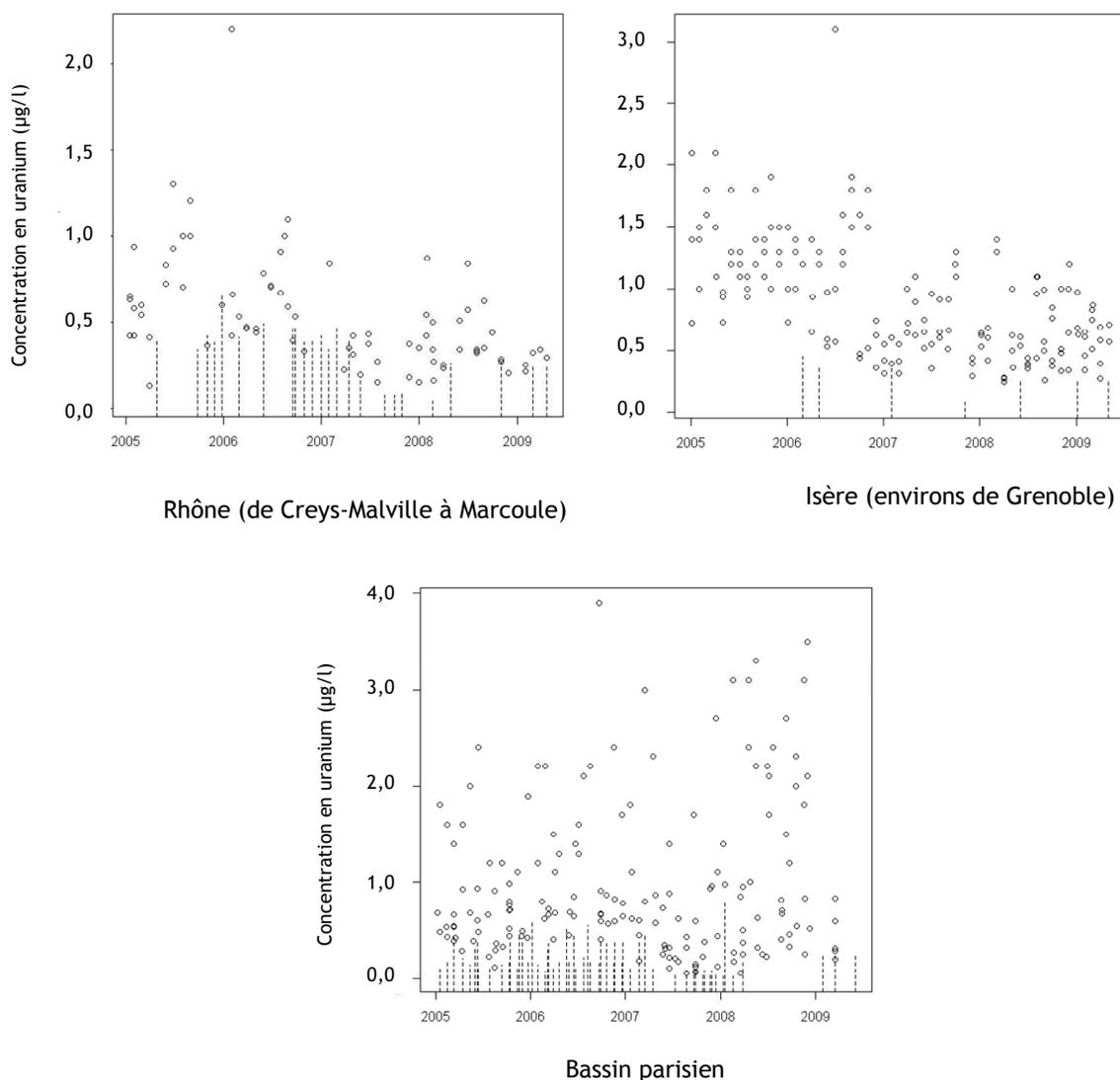
Afin d'évaluer la gamme de variation des concentrations en uranium des cours d'eau, et ainsi d'essayer de déterminer une ou plusieurs valeurs du bruit de fond géochimique de cet élément dans ces milieux, les résultats de la surveillance de l'environnement obtenus par l'IRSN au cours de la période allant de janvier 2005 à juillet 2009 ont été analysés sur la base des mots-clés « uranium » et « eaux de cours d'eau » (données accessibles au public sur le portail environnement de l'institut). Ce sont ainsi 1898 données qui ont été traitées, dont 818 ne sont pas significatives au regard des limites de quantification de la méthode de mesure. Les données dont l'origine spatiale est donnée par la Figure 1 ont été regroupées par zone géographique, du fait de leur proximité ou de leur appartenance à un même bassin versant. La concentration moyenne en uranium de l'eau a alors été calculée pour chacune des zones identifiées sur la Figure 1, dès lors qu'il n'existait ni tendance géographique ni tendance temporelle marquée dans la distribution des résultats de mesure sur la zone. Ce critère étant respecté pour chacune des zones définies (illustration en Figure 2), il a été possible de calculer les moyennes correspondantes.



Le nombre de répétition d'un même nom de lieu indique le nombre réel de stations de mesure, qui peuvent apparaître superposées en raison de l'échelle de la carte

**Figure 1 : localisation des points de mesure des concentrations en uranium dans les cours d'eau recensés pour la période 2005-2009 sur le portail environnement de l'IRSN<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> <http://www.irsn.org/environnement/index.php?page=resultats>



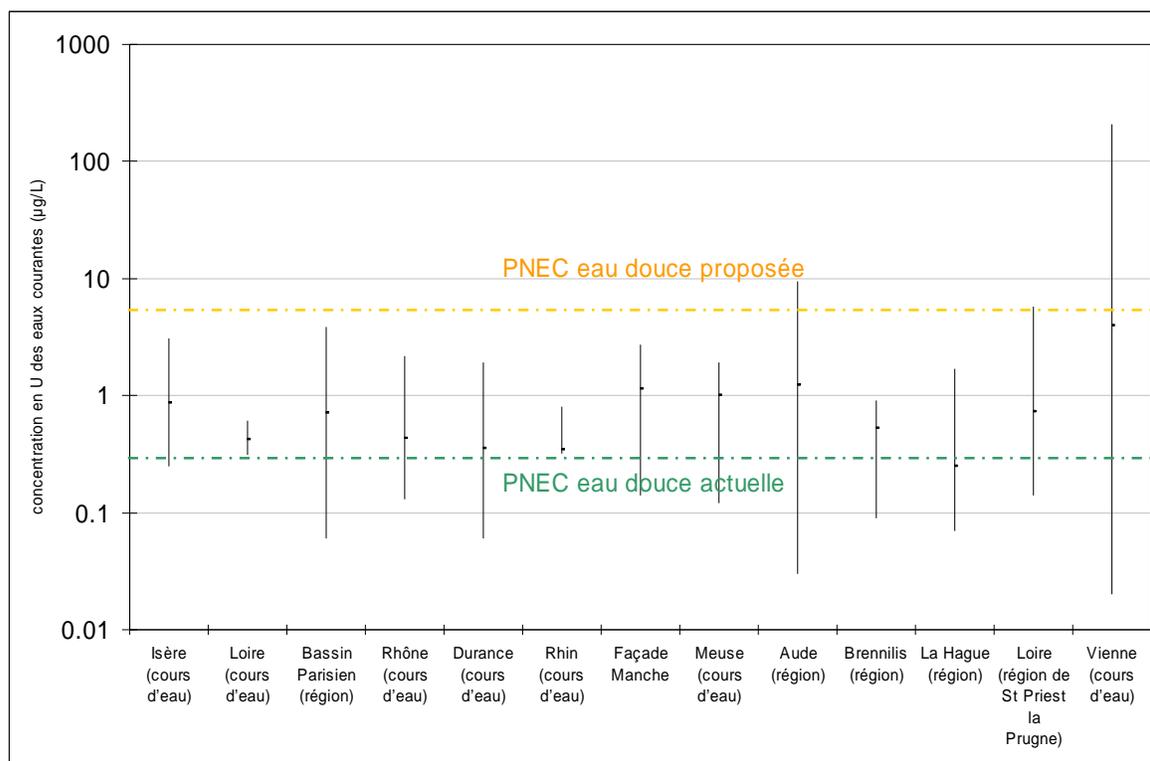
**Figure 2 : distribution spatio-temporelle des mesures de concentration en uranium des eaux douces, pour deux cours d'eau (Rhône et Isère) et la zone « Bassin parisien ».**

La présence de nombreux résultats de mesure non significatifs a conduit à mettre en œuvre des techniques statistiques spécifiques pour intégrer de la manière la plus pertinente possible cette information dans le calcul des moyennes. Ces méthodes, testées au sein de l'IRSN lors de travaux réalisés dans le cadre de la convention OSPAR (Fiévet et Della-Vedova, 2007), sont décrites avec leurs conditions d'application par ces auteurs et ne sont donc pas reprises ici. Simplement il est rappelé pour mémoire qu'en dessous de 50 % de valeurs non significatives, la méthode Kaplan-Meier est recommandée, entre 50 et 80 % c'est la méthode Robust ROS qui doit être appliquée s'il y a moins de 50 observations et la méthode MLE (Maximum Likelihood Estimation) au delà. Enfin, un pourcentage de valeurs non significatives supérieur à 80 ne permet pas l'intégration de ces données. La moyenne arithmétique des valeurs significatives a alors été calculée.

Les traitements statistiques incluant les données non significatives ont été réalisés avec le logiciel R (R Development Core Team, 2009), en utilisant les fonctionnalités de la librairie NADA (Lee, 2009).

Le Tableau 10 présente pour chacune des zones définies sur la carte en Figure 1 les concentrations moyennes en uranium dans les eaux de cours d'eau et leurs gammes de variation, en tenant compte de la possibilité d'une influence des sites miniers uranifères. La concentration moyenne en uranium dans les eaux hors influence minière varie de 0,25 à 1  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Sous influence minière, la concentration moyenne d'uranium en Vienne est trois fois plus élevée que la valeur haute précédemment déterminé, c'est à dire de l'ordre de 3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . La Vienne reçoit en effet les eaux en provenance du Limousin. Toutefois, il faut noter la très forte dispersion des mesures, traduisant une variabilité temporelle très marquée des concentrations en uranium de cette rivière.

La PNEC obtenue par la méthode des facteurs d'extrapolation correspond aux valeurs basses des concentrations moyennes en uranium des cours d'eau situés hors influence minière (Figure 3). Sa valeur est par ailleurs inférieure aux écarts-types associés à ces moyennes, et elle est très voisine de l'incertitude de mesure qui leur est associée (Tableau 10). Non différenciable de la variabilité naturelle de la concentration en uranium des eaux courantes et de l'erreur de mesure, son emploi apparaît délicat. A l'opposé, la PNEC de 5  $\mu\text{g U.l}^{-1}$  obtenue par la méthode statistique correspond à l'ordre de grandeur des valeurs hautes des concentrations moyennes relatives aux cours d'eau sous influence. Elle est par ailleurs supérieure à l'ensemble des écarts -types mentionnés au Tableau 10, à l'exception de celui relatif à la Vienne. Elle est également pertinente au regard de la concentration bruit de fond des cours d'eau français. Elle est par ailleurs cohérente avec les critères retenus par d'autres organismes (Tableau 1 et §.2) : parmi les 8 valeurs recensées ayant un objectif de protection similaire, 5 sont du même ordre de grandeur que celle proposée ici, deux sont plus élevées et une seule est inférieure, d'un ordre de grandeur.



**Figure 3 : positionnement des valeurs de PNEC correspondant aux deux méthodes de détermination (actuelle : facteur de sécurité ; proposée : SSD) vis à vis des concentrations moyennes en uranium des eaux courantes et de leur variabilité (minimum-maximum)**

Tableau 10 : gamme par zone des concentrations en uranium mesurées dans les cours d'eau français

	Nombre de mesures			Concentration moyenne ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )			Gamme de variation ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) sur valeurs significatives		
	Significatives	Censurées	%censurées	Méthode <sup>a</sup>	Valeur	Écart type	Incertitude <sup>b</sup>	Minimum	Maximum
<i>Hors influence minière<sup>c</sup></i>									
Isère (cours d'eau)	171	10	6	KM	0,87	0,49	0,17	0,25	3,10
Loire (cours d'eau)	6	1	14	KM	0,42	0,13	0,08	0,31	0,61
Bassin Parisien (région)	240	72	23	KM	0,71	0,79	0,14	0,06	3,90
Rhône (cours d'eau)	116	35	23	KM	0,43	0,32	0,09	0,13	2,20
Durance (cours d'eau)	43	25	37	KM	0,35	0,30	0,07	0,06	1,90
Rhin (cours d'eau)	3	3	50	ROS	0,34	0,25	0,07	0,32	0,81
Façade Manche	3	13	81	MA	1,13	1,38	0,23	0,14	2,70
Meuse (cours d'eau)	2	9	82	MA	1,01	1,26	0,20	0,12	1,90
Aude (région)	9	51	85	MA	1,24	3,11	0,25	0,03	9,50
Brennilis (région)	6	44	88	MA	0,52	0,28	0,10	0,09	0,92
La Hague (région)	29	225	89	MA	0,25	0,36	0,05	0,07	1,70
Garonne (cours d'eau)	0	2	100						
Gironde (cours d'eau)	0	1	100						
Seine (cours d'eau)	0	1	100						
<i>Régions minières<sup>d</sup></i>									
Loire (région de St Priest la Prugne)	38	4	10	KM	0,73	1,15	0,23	0,14	5,80
Vienne (cours d'eau)	279	52	16	KM	3,95	13,05	2,61	0,02	210,00

a : KM = Kaplan-Meyer ; MA = moyenne arithmétique ; ROS = Robust ROS

b : incertitude calculée sur la base de 20 %, incertitude commune à toutes les mesures

c : pas de mine d'uranium localisée dans les zones concernées

d : existence de mines d'uranium susceptibles d'influencer la concentration de l'élément dans les cours d'eau

## 4 PROPOSITION DE PNEC<sub>EAU DOUCE</sub> ET PERSPECTIVES

A l'issue du travail exposé précédemment, il est possible de proposer une valeur de PNEC argumentée pour le compartiment « eau douce ». Toutefois, différents points demandent à être approfondis dans trois directions principales pour conforter et/ou éventuellement préciser cette valeur.

### 4.1 VALEUR DE PNEC PROPOSÉE

L'analyse des données d'écotoxicité recueillies, reposant à la fois sur un traitement statistique raisonné des données et sur les meilleures connaissances disponibles aujourd'hui pour fonder le jugement d'expert encore indispensable à certaines étapes de la détermination de la PNEC, permet de proposer une valeur robuste de 5 µg U.l<sup>-1</sup> pour les écosystèmes aquatiques continentaux exposés de façon chronique.

Proposition de PNEC relative à l'exposition chronique des écosystèmes d'eau douce à l'uranium : 5 µg U.l<sup>-1</sup>

### 4.2 POSITIONNEMENT VIS À VIS DES VALEURS RECENSÉES DANS LE MONDE

La gamme de valeurs guides recensées dans le monde varie de 0,5 à 19 µg.l<sup>-1</sup> pour ce qui concerne la protection d'un écosystème d'eau douce dans son ensemble (Tableau 1). La valeur proposée ici se trouve donc au cœur de la fourchette précitée, elle est similaire à celles retenues pour l'autorisation de la mine Ranger (Australie), pour les situations d'urgence en Ontario (Canada) et en tant que valeur guide protectrice de la vie aquatique par Environnement Canada. Il est à noter que ces deux dernières références sont inférieures d'un facteur 3 environ aux autres valeurs guides globales reportées pour le Canada.

### 4.3 PERSPECTIVES

L'uranium présente une spéciation complexe et extrêmement sensible aux conditions physico-chimiques du milieu, et ce particulièrement dans la gamme de valeurs caractéristiques des eaux douces pour les paramètres influençant cette spéciation (matière organique, pH, alcalinité, dureté). La prise en compte de cette influence a été illustrée lors du travail précédemment exposé (analyse de sensibilité de la HC<sub>5</sub> au poids donné à chacune des catégories d'index de biodisponibilité H, M ou L des données d'écotoxicité), mais elle demande à être raffinée, en rapportant sur la base de calculs de thermodynamique à l'équilibre les données d'écotoxicité réunies à un unique domaine physico-chimique, dit « standardisé ». Des PNEC caractéristiques de différents milieux pourront alors être déterminées.

Pour ce qui relève des aspects environnementaux<sup>2</sup>, toute valeur de NQE ne sera applicable que lorsqu'elle aura été validée sous trois aspects. Le premier concerne la faisabilité technique d'une mesure dans le domaine de concentration de la NQE, brièvement évoquée dans le présent travail. Le deuxième aspect concerne la pertinence de la NQE vis à vis de la concentration bruit de fond de l'uranium. La détermination d'une telle valeur, ébauchée ici, passe toutefois par un examen approfondi des données disponibles. Outre conforter les résultats obtenus sur

<sup>2</sup> La détermination d'une NQE repose à la fois sur des critères sanitaires et environnementaux, les plus pénalisants étant déterminants dans le choix de la valeur

l'eau, il s'agit de déterminer de façon robuste les concentrations bruit de fond de l'uranium dans l'ensemble des autres matrices environnementales impliquées dans la détermination de la NQE, à savoir sédiments et biotes. Enfin, en accord avec le point précédent, le dernier aspect à traiter se rapporte à la détermination des PNEC sédiments et biotes.

Il est à noter par ailleurs que l'ensemble des éléments présentés dans ce rapport ainsi que les compléments nécessaires identifiés se rapportent à des situations d'exposition chronique. A terme, leur mise en œuvre conjuguée contribuera à la détermination d'une NQE de type moyenne annuelle (NQE-MA ; MEEDDAT, 2009). Parallèlement à ces cas d'exposition chronique, les situations d'exposition aiguë sont également à considérer. Dans cette optique, la détermination d'une norme de qualité environnementale en concentration maximale admissible (NQE-CMA) doit aussi être prévue.

Le dernier axe à examiner concerne la sensibilité des indices biologiques, tels que l'IBGN, l'IBD ou tout autre indice qui sera mis en place dans le cadre de la DCE, aux conditions d'exposition chronique à l'uranium et donc *in fine* à l'adéquation de leur réponse dans un domaine de concentrations ajoutées en uranium au delà de la somme (concentration de fond+PNEC). En effet, l'appréciation de la qualité des masses d'eau au sens de la DCE passe par la mise en œuvre d'indicateurs de biodiversité. Or il est reconnu par exemple que les communautés pélagiques répondent aux variations rapides du milieu, et que de ce fait leurs changements de structure, utilisables comme bioindicateurs, sont difficiles à mettre en corrélation avec des apports de substances toxiques tels que les métaux, si ce n'est à des concentrations d'exposition (très) élevées. Il s'agit alors de s'assurer de la cohérence du choix de ces indices biologiques et de la manière de les utiliser vis à vis des valeurs de NQE déterminées par l'analyse des données d'écotoxicité. Il est à noter que la mise en place des mesures nécessaires à l'obtention de cette assurance en milieu naturel peut se révéler problématique.

Pour finir, du fait de la double toxicité de l'uranium (chimique et radiologique), la détermination d'une NQE pour ce métal devrait intégrer ces deux aspects, bien qu'il est établi qu'en général la chimiotoxicité de cet élément est dominante sur sa radiotoxicité (Mathews *et al.*, 2009). Il peut cependant exister des conditions liées notamment à des apports anthropiques particuliers (uranium enrichi) pour lesquelles la situation s'inverse. Pour une couverture globale du risque environnemental lié à l'uranium présent en eau douce, le choix d'une valeur protectrice pour l'environnement vis à vis de la chimiotoxicité de l'élément uranium devrait donc se doubler de celui d'un critère de protection similaire au sens radiologique, à définir, les deux valeurs devant en outre être cohérentes entre elles.

## **5 LISTE DES FIGURES**

Figure 1 : localisation des points de mesure des concentrations en uranium dans les cours d'eau recensées pour la période 2005-2009 sur le portail environnement de l'IRSN.....	23
Figure 2 : distribution spatio-temporelle des mesures de concentration en uranium des eaux douces, pour deux cours d'eau (Rhône et Isère) et la zone « Bassin parisien ».....	24
Figure 3 : positionnement des valeurs de PNEC correspondant aux deux méthodes de détermination (actuelle : facteur de sécurité ; proposée : SSD) vis à vis des concentrations moyennes en uranium des eaux courantes et de leur variabilité (minimum-maximum).....	25

## 6 LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Synthèse des principaux programmes internationaux ou nationaux ayant conduit à la détermination de critères de protection des milieux d'eau douce pour les substances chimiques existantes et ayant traité ou non le cas de l'uranium. ( <i>Les critères de qualité pour les eaux de boisson ne sont pas pris en compte</i> ). ....	11
Tableau 2 : Règles d'attribution d'une valeur au facteur de sécurité utilisé pour la détermination des PNEC <sub>eau douce</sub> pour les écosystèmes aquatiques lors d'une évaluation d'écotoxicité chronique. Pour plus de détails, se reporter à EC (2003) .....	12
Tableau 3 : Valeurs indicatives des critères retenus pour l'attribution d'un index de biodisponibilité aux données d'écotoxicité sélectionnées .....	16
Tableau 4 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour l'analyse par SSD (moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet, index de biodisponibilité - détails fournis en annexe a).....	17
Tableau 5 : Détermination par SSD de la HC <sub>5</sub> et de son intervalle de confiance à 95 % (IC95%) pour l'exposition chronique à l'uranium des écosystèmes d'eau douce, en fonction des jeux de données considérés.....	18
Tableau 6 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour une biodisponibilité élevée (index H ; moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet) .....	20
Tableau 7 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour une biodisponibilité moyenne (index M ; moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet) .....	20
Tableau 8 : Synthèse des données d'écotoxicité chronique retenues pour une biodisponibilité faible (index L ; moyennes géométriques des données d'effet par espèce, effet) .....	21
Tableau 9 : Limites de quantification de l'uranium dans une matrice simple (eau acidifiée HNO <sub>3</sub> 2%).....	22
Tableau 10 : gamme par zone des concentrations en uranium mesurées dans les cours d'eau français.....	26

## 7 RÉFÉRENCES

- ANZECC & ARMCANZ (2001). Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. National Water Quality Management Strategy Paper N°4, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.
- Beaugelin-Seiller K, Bidegain L, Garnier-Laplace J. (2006). Guide méthodologique d'évaluation de l'impact environnemental des rejets d'effluents chimiques des installations nucléaires. IRSN/DEI, rapport SECRE/06-22, 36p.
- Boudreau L et Guay I (2002). Effets de l'uranium sur la vie aquatique et détermination de critères de qualité de l'eau de surface. Québec, Québec, Ministère de l'Environnement.
- Crane M et Newman MC (2000). What level effect is a no observed effect? *Environ. Toxicol. Chem.* **19** (2) 561-519
- EC (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal Officiel des Communautés Européennes L 327 du 22/12/2000, p.1.
- EC (1986) Directive 86/280/CEE du conseil du 12 juin 1986 concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets de certaines substances dangereuses relevant de la liste I de l'annexe de la directive 76/464/CEE. Journal Officiel des Communautés Européennes L 180 du 4.7.1986, p.16.

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.

Environnement Canada (2003). Rejets de radionucléides des installations nucléaires (Effets sur les espèces autres que l'être humain). Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation.

Environnement Canada (2009). Canadian Water Quality Guidelines for Uranium: Scientific Supporting Document (<http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/>).

Fiévet B et Della-Védova C (2007). French proposal for dealing with non-detects data in the scope of OSPAR periodic evaluations of radionuclide concentrations changes in the marine environment. IRSN, rapport DEI/SECRE/07-050, 46 p.

Forbes VE, Calow P (2002). Extrapolation in ecological risk assessment: Balancing pragmatism and precaution in chemical controls legislation. *BioScience*, 52(3):249-257.

Friday GP (2005). Ecological Screening Values for Surface Water, Sediment, and Soil : 2005 update. Rapport n° WSRC-TR-2004-00227 Savannah River Laboratory, Aiken (USA).

IRSN (2006). Glossaire relatif à la protection de l'environnement. Ecotoxicologie - Radioécologie. IRSN/DEI, rapport SECRE/06-21, p.13

Jones D, Humphrey C, Iles M et vanDam R (2006). An approach to deriving surface water quality criteria with implications for closure - Ranger mine case study, In Proceedings of the First Intl Seminar on Mine Closure, Mine Closure 2006, (A Fourie and M Tibbert, eds), September 13-15, Perth, pp 635-646.

Lee L (2009). Package 'NADA', Nondetects And Data Analysis for environmental data (<http://cran.r-project.org>).

Lepper P (2005). Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC).

Mathews T, Beaugelin-Seiller k, Garnier-Laplace j, Gilbin R, Adam C et Della-Vedova C (2009). A probabilistic assessment of the chemical and radiological risks of chronic exposure to uranium in freshwater ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 43(17): 6684-6690.

MEEDAT - Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'Aménagement du territoire - (2009). Evaluation de l'état des eaux douces de surface en métropole - Guide technique. Direction Générale de l'Aménagement, du Logement et de la Nature ; Direction de l'eau et de la biodiversité, Paris. 72 p.

International Council on Mining and Metals (2007). MERAG : Metals Environmental Risk Assessment Guidance - Fact sheet 03. ICMM, Londres (disponible à l'adresse web suivante : [www.metalsriskassessment.org](http://www.metalsriskassessment.org)).

Mkandawire M, Taubert B, Dudel EG (2006). Limitations of growth-parameters in *Lemna gibba* bioassays for arsenic and uranium under variable phosphate availability. *Ecotox. Environ. Safe.*, 65(1):118-128.

Mkandawire M, Vogel K, Taubert B, et al. 2007 Phosphate regulates uranium(VI) toxicity to *Lemna gibba* L. *G3 Environ. Toxicol.*, 22(1): 9-16.

MOEE (1994). Water Management - Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives of the Ministry of the Environment. Queen's Printer for Ontario. PIBS 3303E.

R Development Core Team (2009) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.

RIVM (1999). Environmental Risk limits in the Netherlands-Data. Rapport n°601640 001, volume III, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven (NL).

Saskatchewan Environment (2006). Surface Water Quality Objectives: interim edition. EPB 356

Sholze M, Boedeker W, Faust M, Backhaus T, Altenburger R, Horst Grimme L (2001). A general best-fit method for concentration-response curves and the estimation of low-effect concentrations. *Environ. Toxicol. Chem* **20** (2) 448-457.

Suter GW II et Tsao CL (1996). Toxicological Benchmarks for Screening of Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota on Oak Ridge Reservation: 1996 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 104pp.

Suter GW II (1996). Risk Characterization for Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 46 pp.

## **8 ANNEXE A : CIRCULAIRE DPPR/DE DU 07/05/07 DÉFINISSANT LES "NORMES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE PROVISOIRES (NQEP) "**

Circulaire du 07/05/07 définissant les " normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) " des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Cette circulaire fixe également les objectifs nationaux de réduction des émissions de ces substances et modifie la circulaire DCE 2005/12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du " bon état "

(BO du MEDAD n° 2007-15 du 15 août 2007)

---

NOR : DEVO0700240C

Références :

[Directive 76/464/CEE](#) concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté ;

[Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000](#) établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (DCE) ;

[Décret n° 2005-378 du 20 avril 2005](#) relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses ;

[Arrêté du 20 avril 2005](#) modifié (version consolidée jointe) pris en application du décret du 20 avril 2005 relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses ;

[Arrêté du 30 juin 2005](#) relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses ;

[Circulaire DCE 2005/12 du 28 juillet 2005](#) relative à la définition du " bon état ".

La ministre de l'écologie et du développement durables à Mesdames et Messieurs les préfets coordonnateurs de bassin, Mesdames et Messieurs les préfets de région, Mesdames et Messieurs les préfets de département, Messieurs les directeurs des agences de l'eau.

PLAN DE DIFFUSION							
POUR EXÉCUTION				POUR INFORMATION			
Destinataires				Destinataires			
Préfets	coordonnateurs	de	bassin	DRIRE	et		DIREN
Préfets		de	région	Agences		de	l'eau
Préfets de département				Offices		de	l'eau
				MISE			
				ONEMA			
				CEMAGREF			

[Le décret n° 2005-378 du 20 avril 2005](#) et ses arrêtés d'application ([arrêtés du 20 avril 2005](#) modifié et [du 30 juin 2005](#)) ont été pris pour la transposition de [la directive 76/464/CEE](#) concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté.

[L'arrêté du 20 avril](#) présente des normes de qualité (NQ) pour les 18 substances (ou familles de substances) de la liste I de la directive de 76 et pour 18 substances (ou familles de substances) de la liste II.

[L'arrêté du 30 juin 2005](#) définit le contenu du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses. Son annexe définit :

- au tableau 5, une première liste de substances exclues du programme national ;
- au tableau 7, une première liste de substances et familles de substances pertinentes pour le programme national ;
- au tableau 11, des objectifs de réduction pour 18 substances pertinentes et disposant de normes de qualité.

L'arrêté du 21 mars 2007, paru au JO du 5 mai 2007, modifie :

- [l'arrêté du 20 avril 2005](#), en présentant les normes de qualité (NQ) pour 8 nouvelles substances pertinentes, sélectionnées sur la base d'une évaluation effectuée par l'INERIS et d'une harmonisation avec les valeurs adoptées par les Etats membres frontaliers ;
- [l'arrêté du 30 juin 2005](#) en complétant définitivement les tableaux 5 et 7 relatifs respectivement aux substances exclues et aux substances et familles de substances pertinentes pour le programme national.

La liste des substances et familles de substances pertinentes au titre du programme d'action national est définie selon la méthodologie décrite au [point 3.1 de l'annexe de l'arrêté du 30 juin 2005](#). Ces substances et familles de substances ont été sélectionnées sur la base des résultats obtenus lors de l'inventaire exceptionnel des milieux aquatiques réalisé en 2005 et lors de l'opération de recherche des substances dangereuses dans les rejets industriels et urbains menée depuis 2003. Au total, le nombre de substances et familles de substances pertinentes atteint 114 substances (les 18 substances de la liste I et 96 substances et familles de substances de la liste II).

Parmi ces 114 substances et familles de substances pertinentes, seules 86 ne font pas également partie des 41 substances et familles de substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique au titre de [la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000](#) établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (DCE).

La DCE prévoit l'abrogation de [la directive 76/464/CEE](#) en 2013. La mise en œuvre de la DCE doit donc permettre d'atteindre un niveau de protection des eaux équivalent, au minimum, à celui assuré par [la directive 76/464/CEE](#). Il est donc nécessaire d'intégrer les exigences de [la directive 76/464/CEE](#) à celles de la DCE. C'est pourquoi [l'arrêté du 30 juin 2005](#) modifié par l'arrêté 21 mars 2007 prévoit, dans le cadre du programme de surveillance établi par la DCE, qu'en plus du suivi des 41 substances et familles de substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau soit également réalisé le suivi des 86 autres substances pertinentes au titre du programme national de réduction des substances dangereuses.

En premier lieu, la présente circulaire associe aux 41 substances et familles de substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique, ainsi qu'aux substances et familles de substances pertinentes mentionnées ci-dessus, des " normes de qualité environnementale provisoires (NQE) "

Dans le contexte de l'élaboration des SDAGE, ces " normes de qualité environnementale provisoires (NQE) " permettent, d'une part, l'évaluation provisoire de l'état chimique des masses d'eau à partir des 41 substances et familles de substances concernées, d'autre part, l'analyse provisoire du respect des objectifs de qualité fixés au titre du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses.

(NB : Ces " normes " n'ont pas en tant que telles de portée de nature réglementaire.)

En second lieu, cette circulaire détermine les objectifs de réduction qui sont fixés au niveau national pour les émissions (toutes sources confondues) de l'ensemble de ces substances et familles de substances dans les milieux aquatiques.

Le cadrage de ces objectifs nationaux permet leur prise en compte et leur déclinaison dans les SDAGE ainsi que dans les programmes de mesures qui leur sont associés, en fonction de l'analyse de l'état des masses d'eau au regard des " normes de qualité environnementale provisoires (NQE) " présentées dans les tableaux joints, mais également en fonction des connaissances propres à chaque bassin concernant les émissions actuelles de ces substances et familles de substances.

Une circulaire ultérieure précisera la manière dont seront prises en compte dans l'évaluation de l'état écologique les NQE des substances ou famille de substances pertinentes au titre du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances et familles de substances dangereuses.

Vous voudrez bien me faire part des difficultés que vous pourriez rencontrer dans l'application de la présente circulaire.

Pour la ministre et par délégation :

Le directeur de l'eau,

P. BERTEAUD

Le directeur de la prévention des pollutions et des risques,

L. MICHEL

## **1. " Normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) "**

### **1.1. " Normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) " associées aux 41 substances et familles de substances impliquées pour juger de l'état chimique des masses d'eau**

L'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau repose sur la comparaison, pour les 33 substances et familles de substances figurant à l'annexe X de la DCE (substances prioritaires) ainsi que pour les 8 substances et familles de substances de la liste I de [la directive 76/464](#) non reprises dans cette annexe X (annexe IX de la DCE), entre des mesures de la concentration de ces substances et familles de substances au sein de la masse d'eau et des normes de qualité environnementale (NQE).

Une directive européenne, directive fille de la DCE devrait établir les NQE pour ces 41 substances et familles de substances. Or cette directive n'est toujours pas adoptée bien qu'une proposition ait été faite par la Commission européenne en juillet 2006. A contrario, les 18 substances de la liste I de [la directive 76/464/CEE](#), soit en fait 17 substances au sens de la liste des 41 substances du projet de directive fille (1), ont fait l'objet de normes fixées par directives. Aussi, dans un souci de cohérence avec la réglementation communautaire applicable, le choix est fait de retenir comme " normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) ", pour l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau :

- les normes directivées (2) pour les 17 (18) substances liste I qui figurent en caractères gras dans les tableaux ;
- les NQE figurant dans la proposition de la commission pour les autres substances ;

Les NQEp des 41 substances répertoriées dans les tableaux A, B et C ci-dessous se substituent donc aux valeurs figurant au tableau 1 de la circulaire DCE 2005/12 relative au " bon état ".

*(1) Les 18 substances au sens de la liste I correspondent à 17 substances dans la liste des 41 substances du projet de directive fille. En effet, le trichlorobenzène (n° 31 dans la liste de l'annexe X de la DCE) est séparé entre le trichlorobenzène et le 1,2,4-trichlorobenzène dans la liste I (nos 117 et 118 dans la liste issue de la communication de la Commission européenne au Conseil du 22 juin 1982). Au total, des 41 substances du projet de directive fille, 28 (mais 29 " numéros " au sens de la directive 76/464) sont issues des listes I et II [17 (18) sont issues de la*

*liste I et II sont issues de la liste II dont deux métaux (nickel et plomb)].*

*(2) La proposition de la commission, si elle était adoptée, conduirait, pour certaines des substances de la liste I, à des normes plus strictes que les normes directivées antérieures.*

**Tableau A : "Normes de qualité environnementale provisoires (NQE)" à retenir pour les substances prioritaires figurant à l'annexe X de la DCE**

N°UE (1)	N°UE DCE (2)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQEp (µg/l) Eaux de surface intérieures (3)	NQEp (µg/l) Eaux de transition (3)	NQEp (µg/l) Eaux marines intérieures et territoriales(3)	Sédiments
	1.	Alachlore	15972-60-8	0,3	0,3	0,3	s.o.
3	2.	Anthracène	120-12-7	0,1	0,1	0,1	suivi
131	3.	Atrazine	1912-24-9	0,6	0,6	0,6	s.o.
7	4.	Benzène	71-43-2	10	8	8	s.o.
	5	Pentabromodiphényléther <sup>c</sup>	32534-81-9	0,0005	0,0002	0,0002	suivi
<b>12</b>	<b>6.</b>	<b>Cadmium et ses composés</b>	<b>7440-43-9</b>	<b>5</b>	<b>5 D<sup>(4)</sup></b>	<b>2,5 D<sup>(4)</sup></b>	<b>suivi</b>
	7.	C10-13-chloroalcanes	85535-84-8	0,4	0,4	0,4	suivi
	8.	Chlorfenvinphos	470-90-6	0,1	0,1	0,1	suivi
	9.	Chlorpyrifos	2921-88-2	0,03	0,03	0,03	suivi
<b>59</b>	<b>10.</b>	<b>1,2-Dichloroéthane</b>	<b>107-06-2</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>s.o.</b>
62	11.	Dichlorométhane	75-09-2	20	20	20	s.o.
	12.	Di(2-éthylhexyl)phthalate (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	1,3	suivi
	13.	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	0,2	s.o.
76	14.	Endosulfan	115-29-7	0,005	0,0005	0,0005	suivi
	15.	Fluoranthène	206-44-0	0,1	0,1	0,1	suivi
<b>83</b>	<b>16.</b>	<b>Hexachlorobenzène</b>	<b>118-74-1</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>suivi</b>
<b>84</b>	<b>17.</b>	<b>Hexachlorobutadiène</b>	<b>87-68-3</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>suivi</b>
<b>85</b>	<b>18.</b>	<b>Hexachlorocyclohexane</b>	<b>608-73-1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>suivi</b>
	19.	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	0,3	s.o.
Métal	20.	Plomb et ses composés	7439-92-1	7,2	7,2	7,2	suivi
<b>92</b>	<b>21.</b>	<b>Mercure et ses composés</b>	<b>7439-97-6</b>	<b>1</b>	<b>0,5 D<sup>(4)</sup></b>	<b>0,3 D<sup>(4)</sup></b>	<b>suivi</b>
96	22.	Naphthalène	91-20-3	2,4	1,2	1,2	suivi
Métal	23.	Nickel et ses composés	7440-02-0	20	20	20	suivi
	24.	Nonylphénols	25154-52-3	0,3	0,3	0,3	suivi
	25.	Octylphénols	1806-26-4	0,1	0,01	0,01	suivi
	26.	Pentachlorobenzène	608-93-5	0,007	0,0007	0,0007	suivi
<b>102</b>	<b>27.</b>	<b>Pentachlorophénol</b>	<b>87-86-5</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>suivi</b>

N°UE (1)	N°UE DCE (2)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQEp (µg/l) Eaux de surface intérieures (3)	NQEp (µg/l) Eaux de transition (3)	NQEp (µg/l) Eaux marines intérieures et territoriales(3)	Sédiments
99	28.	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Sans objet	Sans objet	Sans objet	Sans objet	
		Benzo(a)pyrène	50-32-8	0,05	0,05	0,05	suivi
		Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	Σ = 0,03	Σ = 0,03	Σ = 0,03	suivi
		Benzo(k)fluoranthène	207-08-9				suivi
		Benzo(g,h,i)perylène	191-24-2	Σ = 0,002	Σ = 0,002	Σ = 0,002	suivi
		Indeno(1,2,3-cd)pyrène	193-39-5				suivi
106	29.	Simazine	122-34-9	1	1	1	s.o.
	30.	Composés du tributylétain	688-73-3	0,0002	0,0002	0,0002	suivi
117 118	31.	Trichlorobenzènes (tous les isomères)	12002-48-1	0,4	0,4	0,4	suivi
23	32.	Trichlorométhane	67-66-3	12	12	12	s.o.
124	33.	Trifluraline	1582-09-8	0,03	0,03	0,03	suivi

(1) N° UE : le nombre mentionné correspond au classement par ordre alphabétique issu de la communication de la Commission européenne au Conseil du 22 juin 1982.

(2) N ° UE DCE : le nombre mentionné correspond au classement issu de l'annexe X de la DCE

(3) sauf mention contraire, il s'agit de la concentration totale dans les eaux.

(4) Concentration dissoute (après une filtration à 0.45 µm)

s.o. : sans objet car substance non hydrophobe ; suivi : car substance hydrophobe

**Tableau B : "Normes de qualité environnementale provisoires (NQEp)" à retenir pour les 8 substances de la liste I de la directive 76/464 et ne figurant pas à l'annexe X de la DCE**

N°UE (1)	N°UE Projet directive fille (2)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQEp (µg/l) Eaux de surface intérieures (3)	NQEp (µg/l) Eaux de transition (3)	NQEp (µg/l) Eaux marines intérieures et territoriales (3)	Sédiments
46	1.	DDT total	Sans objet	0,025	0,025	0,025	suivi
		para-para-DDT	50-29-3	0,010	0,010	0,010	suivi
1	2.	Aldrine	309-00-2	0,010	0,010	0,010	suivi
71	3.	Dieldrine	60-57-1	0,010	0,010	0,010	suivi
77	4.	Endrine	72-20-8	0,005	0,005	0,005	suivi
130	5.	Isodrine	465-73-6	0,005	0,005	0,005	suivi
13	6.	Tétrachlorure de carbone	56-23-5	12	12	12	s.o.
111	7.	Tétrachloroéthylène	127-18-4	10	10	10	s.o.
121	8.	Trichloroéthylène	79-01-6	10	10	10	s.o.

(1) N° UE : le nombre mentionné correspond au classement par ordre alphabétique issu de la communication de la Commission européenne au Conseil du 22 juin 1982.

(2) N ° UE DCE : le nombre mentionné correspond au classement issu de l'annexe X de la DCE

(3) sauf mention contraire, il s'agit de la concentration totale dans les eaux.

(4) Concentration dissoute (après une filtration à 0.45 µm)

s.o. : sans objet car substance non hydrophobe ; suivi : car substance hydrophobe

Pour une substance donnée, une masse d'eau de surface est présumée conforme si, pour tout point de surveillance représentatif de cette masse d'eau, la moyenne arithmétique des concentrations dans l'eau de cette substance, mesurées à différentes périodes de l'année, est inférieure à la " norme de qualité environnementale provisoire (NQEp) ".

Les NQEp définies sont exprimées en concentration totale dans l'échantillon d'eau, sauf pour le cadmium, le mercure, le plomb et le nickel (ci-après dénommés " métaux "). En effet, pour ces métaux, les NQEp se rapportent à la concentration de matières dissoutes, c'est-à-dire mesurées dans la phase dissoute d'un échantillon d'eau, obtenue par filtration à travers un filtre de 0,45 µm ou par tout autre traitement préliminaire équivalent.

Si la concentration en cadmium, mercure, plomb, ou nickel est supérieure à la NQEp figurant dans le tableau A, les NQEp à retenir pour juger de l'état chimique relativement à ces métaux sont présentées dans le tableau C ci-dessous et sont à ajouter au bruit de fond géochimique. Dans ce cas, la somme de la NQEp et du bruit de fond géochimique représente la concentration maximale admissible par le milieu. L'estimation de la concentration du

bruit de fond géochimique est basée sur la meilleure information disponible relative à la concentration dans le même type de milieu naturel soumis à une faible pression anthropique.

**Tableau C : "Normes de qualité environnementale provisoires (NQE)" à ajouter au bruit de fonds en cas de dépassement de la valeur présentée au tableau A**

N°UE (1)	N°UE DCE (2)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQE (µg/l) Eaux de surface intérieures (3)	NQE (µg/l) Eaux de transition (3)	NQE (µg/l) Eaux marines intérieures et territoriales (3)	Sédiments
12	6.	Cadmium et ses composés (suivant les classes de dureté de l'eau <sup>d</sup> )	7440-43-9	0,08 (classe 1 et classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	0,2	0,2	suivi
92	21.	Mercure et ses composés	7439-97-6	0,05	0,05	0,05	suivi
Métal	20.	Plomb et ses composés	7439-92-1	0,4	0,4	0,4	suivi
Métal	23.	Nickel et ses composés	7440-02-0	2,1	2,1	2,1	suivi

**Les concentrations des substances et familles de substances énumérées dans les tableaux A et B et C ne doivent pas augmenter dans les sédiments et les biotes. Il est donc nécessaire d'assurer un suivi de la teneur des substances hydrophobes dans les sédiments (cf. dernière colonne des tableaux A et B et C).**

De plus pour que le bon état chimique de la masse d'eau soit atteint, les concentrations suivantes d'hexachlorobenzène, d'hexachlorobutadiène et de mercure ne doivent pas être dépassées dans les tissus (poids à l'état frais) des poissons ou mollusques ou crustacés ou autres biotes présents dans la masse d'eau :

- a) 10 \_g/kg pour l'hexachlorobenzène,
- b) 55 \_g/kg pour l'hexachlorobutadiène,
- c) 20 \_g/kg pour le méthylmercure.

**1.2. " Normes de qualité environnementale provisoires (NQE) " associées aux 86 substances et familles de substances pertinentes au titre du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses et ne figurant pas parmi les 41 substances et familles de substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique**

Afin que puisse être vérifié le respect par les milieux aquatiques récepteurs des objectifs de qualité fixés au titre du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses, il importe que soient définies pour celles, parmi les 114 substances et familles de substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses (cf. tableau 7 de [l'arrêté du 20 avril 2005](#) modifié), qui ne font pas partie des 41 substances et familles de substances conduisant à l'évaluation de l'état chimique, soit 86 substances et familles de substances, des " normes de qualité environnementale provisoires (NQE) ".

Ces NQE sont précisées dans les tableaux D et E ci-dessous selon le processus suivant :

- quand elles existent, les normes de qualité (NQ) figurant à [l'arrêté du 20 avril 2005](#) modifié font office de " normes de qualité environnementale provisoires (NQE) " ;
- pour les autres substances et familles de substances pertinentes, les NQE proposées sont issues des travaux de l'INERIS ;

Les modalités techniques d'analyse de ces substances et familles de substances pertinentes sont définies selon les prescriptions réglementaires nationales (Arrêté du 29 novembre 2006 portant modalités d'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques au titre du code de l'environnement, [arrêté du 30 juin 2005](#), circulaire DCE 2005/12).

*(d) Pour le cadmium et ses composés (n° 6), les valeurs retenues pour les NQE dépendent de la dureté de l'eau telle que définie suivant les cinq classes suivantes : classe 1 : < 40 mg CaCO3/l, classe 2 : 40 à < 50 mg CaCO3/l, classe 3 : 50 à < 100 mg CaCO3/l, classe 4 : 100 à < 200 mg CaCO3/l et classe 5 : \_ 200 mg CaCO3/l.*

**Tableau D : "Normes de qualité environnementale provisoires (NQE)" à retenir pour les substances et familles de substances pertinentes de la liste II hors métaux.**

N°UE (1)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQEp (µg/l) Eaux de surface intérieures (2)	NQEp (µg/l) Eaux de transition (2)	NQEp (µg/l) Eaux marines intérieures et territoriales (2)	Sédiments
<b>Origine : Substances de la liste dite « Liste des 15 substances potentiellement en liste I, maintenant en liste II »</b>						
70.	Dichlorvos	62-73-7	0,001	0,001	0,001	s.o.
80.	Fenitrothion	122-14-5	0,01	0,01	0,01	suivi
89.	Malathion	121-75-5	0,01*	0,01*	0,01*	s.o.
115.	Oxyde de tributylétain	56-35-9	0,019	0,019	0,019	suivi
125.	Acétate de triphénylétain (acetate de fentine)	900-95-8	0,01*	0,01*	0,01*	suivi
126.	Chlorure de triphenylétain (chlorure de fentine)	639-58-7	0,01*	0,01*	0,01*	suivi
127.	Hydroxyde de triphenylétain (hydroxyde de fentine)	76-87-9	0,01*	0,01*	0,01*	suivi
<b>Origine : Substances de la liste dite « Liste II de 99 substances »</b>						
11.	Biphényle	92-52-4	1,7	1,7	1,7	suivi
16.	Acide chloroacétique	79-11-8	0,58	0,58	0,58	s.o.
17.	2-chloroaniline	95-51-2	0,64	0,64	0,64	s.o.
18.	3-chloroaniline	108-42-9	1,3	1,3	1,3	s.o.
19.	4-chloroaniline	106-47-8	1	1	1	s.o.
20.	Mono-chlorobenzène	108-90-7	32*	32*	32*	s.o.
24.	4-Chloro-3-méthylphénol	59-50-7	9,2	9,2	9,2	suivi
28.	1-Chloro-2-nitrobenzène	88-73-3	26	26	26	s.o.
29.	1-Chloro-3-nitrobenzène	121-73-3	3,2	3,2	3,2	s.o.

N°UE (1)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQEp (µg/l) Eaux de surface intérieures (2)	NQEp (µg/l) Eaux de transition (2)	NQEp (µg/l) Eaux marines intérieures et territoriales (2)	Sédiments
30.	1-Chloro-4-nitrobenzène	100-00-5	2	2	2	s.o.
33.	2-chlorophénol	95-57-8	6	6	6	s.o.
34.	3-chlorophénol	108-43-0	4	4	4	s.o.
35.	4-chlorophénol	106-48-9	4	4	4	s.o.
36.	Chloroprène (2-Chloro-1,3-butadiène)	126-99-8	32*	32*	32*	s.o.
37.	3-chloropropène	107-05-1	0,34*	0,34*	0,34*	s.o.
38.	2-chlorotoluène	95-49-8	14	14	14	suivi
39.	3-chlorotoluène	108-41-8	14	14	14	suivi
40.	4-chlorotoluène	106-43-4	32	32	32	suivi
45.	2,4-D (y compris sels et esters)	94-75-7	1,5 (ester éthylhexyl) 27 (acide)	1,5 (ester éthylhexyl) 27 (acide)	1,5 (ester éthylhexyl) 27 (acide)	s.o.
49.	Dichlorure de dibutylétain	683-18-1	0,17	0,17	0,17	s.o.
50.	Oxyde de dibutylétain	818-08-6	0,9	0,9	0,9	suivi (cation)
52.	Dichloroaniline-2,4	554-00-7	0,2*	0,2*	0,2*	s.o.
53.	1,2-dichlorobenzène	95-50-1	10*	10*	10*	suivi
54.	1,3-dichlorobenzène	541-73-1	10*	10*	10*	suivi
55.	1,4-dichlorobenzène	106-46-7	20*	20*	20*	suivi
58.	1,1-dichloroéthane	75-34-3	92*	92*	92*	s.o.
60.	1,1-dichloroéthylène	75-35-4	11,6	11,6	11,6	s.o.
61.	1,2-dichloroéthylène	540-59-0	1100	1100	1100	s.o.
63.	Dichloronitrobenzènes famille	s.o.	0,5	0,5	0,5	suivi
64.	2,4-dichlorophénol	120-83-2	10*	10*	10*	suivi
69.	Dichlorprop	120-36-5	1,6	1,6	1,6	suivi
72.	Diéthylamine	109-89-7	20	20	20	s.o.
74.	Diméthylamine	124-40-3	40	40	40	s.o.
78.	Epichlorohydrine (1-chloro-2,3-époxy-propane)	106-89-8	1,3	1,3	1,3	s.o.
79.	Ethylbenzène	100-41-4	20*	20*	20*	suivi
87.	Isopropyl benzène	98-83-9	22	22	22	suivi
88.	Linuron	330-55-2	1	1	1	suivi
90.	2,4 MCPA	94-74-6	0,1*	0,1*	0,1*	s.o.

N°UE (1)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQEp (µg/l) Eaux de surface intérieures (2)	NQEp (µg/l) Eaux de transition (2)	NQEp (µg/l) Eaux marines intérieures et territoriales (2)	Sédiments
91.	Mecoprop	93-65-2	22	22	22	s.o.
95.	Monolinuron	1746-81-2	1	1	1	s.o.
98.	Oxydéméton-méthyl	301-12-2	0,6	0,6	0,6	s.o.
99.	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	s.o.*	s.o.*	s.o.*	s.o.*	s.o.
	Acénaphène	83-32-9	0,7	0,7	0,7	suivi
	Acénaphylène	208-96-8	0,4	0,4	0,4	suivi
	Benzo(a)anthracène	56-55-3	0,005	0,005	0,005	suivi
	Chrysène	218-01-9	0,006	0,006	0,006	suivi
	Dibenzo(ah)anthracène	53-70-3	0,00006	0,00006	0,00006	suivi
	Fluorène	86-73-7	0,3	0,3	0,3	suivi
	Phénanthrène	85-01-8	0,11	0,11	0,11	suivi
	Pyrène	129-00-0	0,024	0,024	0,024	suivi
101.	PCB (dont PCT)	1336-36-3	0,001*	0,001*	0,001*	suivi
103.	Phoxime	14816-18-3	0,0005	0,0005	0,0005	s.o.
109.	1,2,4,5-tétrachlorobenzène	95-94-3	0,32	0,32	0,32	suivi
110.	1,1,2,2-tétrachloroéthane	79-34-5	140	140	140	s.o.
112.	Toluène	108-88-3	74*	74*	74*	s.o.
114.	Tributylphosphate	126-73-8	82	82	82	suivi
119.	1,1,1-trichloroéthane	71-55-6	26*	26*	26*	s.o.
120.	1,1,2-trichloroéthane	79-00-5	300*	300*	300*	s.o.
122.	2,4,5-trichlorophénol	95-95-4	10	10	10	suivi
122.	2,4,6-trichlorophénol	88-06-2	4,1	4,1	4,1	suivi
128.	Chlorure de vinyle (Chloroéthylène)	75-01-4	0,5*	0,5*	0,5*	s.o.
129.	Xylènes	1330-20-7	10*	10*	10*	suivi
132.	Bentazone	25057-89-0	70	70	70	s.o.

(1) N° UE : le nombre mentionné correspond au classement par ordre alphabétique issu de la communication de la Commission européenne au Conseil du 22 juin 1982.

*(2) sauf mention contraire, il s'agit de la concentration totale dans les eaux  
NQE<sub>p</sub> issue de l'arrêté du 20 avril 2005 modifié pris en application du décret du 20 avril 2005 relatif au  
programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses  
s.o. : sans objet car substance non hydrophobe ; suivi : car substance hydrophobe*

**Tableau E : "Normes de qualité environnementale provisoires (NQE<sub>p</sub>)" à retenir pour les substances et familles pertinentes issues de la liste II second tiret de la directive 76/464 (métalloïdes et métaux (2), autres substances...)**

La somme de la NQE provisoire et du bruit de fond géochimique représente la concentration maximale admissible par le milieu. L'estimation de la concentration du bruit de fond géochimique est basée sur la meilleure information disponible relative à la concentration dans le même type de milieu naturel soumis à une faible pression anthropique.

N°UE (1)	Nom de la substance	N° CAS (Chemical Abstracts Service)	NQEp (µg/l) Eaux (2)	Sédiments
2 (1)	Zinc	7440-66-6	(dureté < 24mgCaCO <sub>3</sub> /L) Bruit de fond géochimique + 3,1 (dureté > 24mgCaCO <sub>3</sub> /L) Bruit de fond géochimique + 7,8	suivi
2 (2)	Cuivre	7440-50-8	Bruit de fond géochimique + 1,4	suivi
2 (4)	Chrome	7440-47-3	Bruit de fond géochimique + 3,4	suivi
2 (6)	Sélénium	7782-49-2	Bruit de fond géochimique + 1	suivi
4 et 2 (7)	Arsenic	7440-38-2	Bruit de fond géochimique + 4,2	suivi
2 (8)	Antimoine	7440-36-0	Bruit de fond géochimique + 113 <sup>(3)</sup>	suivi
2 (9)	Molybdène	7439-98-7	Bruit de fond géochimique + 6,7	suivi
2 (10)	Titane	7440-32-6	Bruit de fond géochimique + 2	suivi
2 (11)	Etain	7440-31-5	Bruit de fond géochimique + 1,5	suivi
2 (12)	Baryum	7440-39-3	Bruit de fond géochimique + 58	suivi
2 (13)	Beryllium	7440-41-7	Bruit de fond géochimique + 0,04	suivi
2 (14)	Bore	7440-42-8	Bruit de fond géochimique + 218	suivi
2 (15)	Uranium	7440-61-1	Bruit de fond géochimique + 0,3	suivi
2 (16)	Vanadium	7440-62-2	Bruit de fond géochimique + 0,8	suivi
2 (17)	Cobalt	7440-48-4	Bruit de fond géochimique + 0,3	suivi
2 (18)	Thallium	7440-28-0	Bruit de fond géochimique + 0,1	suivi
2 (19)	Tellurium	13494-80-9	À définir, dans l'attente s.o.	s.o.
2 (20)	Argent	7440-22-4	Bruit de fond géochimique + 0,05	suivi
2 (21)	Phosphore total	s.o.	200	s.o.
2 (22)	Cyanure	57-12-5	0,57 (i.e. HCN, CN <sup>-</sup> )	s.o.
2 (23)	Fluorure	16984-48-8	370	s.o.
2 (24)	Ammoniaque	7664-41-7	500 <sup>(4)</sup>	s.o.
2 (25)	Nitrite	14797-65-0	300	s.o.

(1) N° UE : le nombre mentionné correspond au classement par ordre alphabétique issu de la communication de la Commission européenne au Conseil du 22 juin 1982.

(2) Concentration dissoute (après une filtration à 0.45µm)

(3) Valeur provisoire

(4) µg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l

s.o. : sans objet car substance non hydrophobe ; suivi : car substance hydrophobe

## **2. Objectifs nationaux de réduction, toutes sources confondues, des émissions pour les substances et familles de substances citées au chapitre 1**

### **2.1. Rappel**

[L'article 9 du décret du 16 mai 2005](#), relatif aux schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux, énonce qu'" afin d'assurer la protection des eaux et la lutte contre la pollution, en application de [l'article L. 211-1 du code de l'environnement](#), les orientations du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux prennent en compte les dispositions des arrêtés du ministre chargé de l'environnement fixant les modalités et délais de réduction progressive et d'élimination des déversements, écoulements, rejets directs ou indirects respectivement des substances et familles de substances prioritaires et des substances dangereuses dont ils dressent la liste.

Lorsque cela est nécessaire pour atteindre le bon état des eaux, prévu au IV de [l'article L. 212-1 du code de l'environnement](#), le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux définit des objectifs plus stricts de réduction ou d'élimination en indiquant les raisons de ce choix ".

[L'article 9 de l'arrêté du 17 mars 2006](#), relatif au contenu des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux, précise que " pour les substances prioritaires et dangereuses définies à [l'article 9 du décret du 16 mai 2005](#), l'objectif de réduction progressive ou d'élimination des déversements, écoulements, rejets directs ou indirects est présenté, pour chacune des substances ou groupe de substances, comme un pourcentage de réduction escompté à la date d'échéance du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux. Cet objectif est défini en tenant compte des délais de réalisation des actions ou des travaux et, le cas échéant, de mise en service des ouvrages. Le schéma identifie les incertitudes sur les flux ou les origines des substances. Le programme de mesures et le programme de surveillance mentionnent alors les études ou les contrôles à réaliser afin de réduire ces incertitudes. A défaut, lorsque l'incertitude sur la quantité émise à l'échelle du bassin hydrographique ne permet pas de calculer un pourcentage de réduction, l'objectif peut être présenté comme un flux éliminé à la date d'échéance du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux. "

[Le tableau 11 de l'arrêté du 30 juin 2005](#), relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses présentait de tels objectifs de réduction, par rapport aux émissions estimées de l'année 1995, pour une liste de 18 substances pertinentes du programme national disposant de normes de qualité. Cette liste doit désormais être actualisée et complétée pour toutes les substances et familles de substances pertinentes de ce programme ainsi que pour les substances prioritaires de la DCE.

Le second objet de la présente circulaire est donc de définir, au niveau national, des objectifs de réduction pour ces substances afin que les SDAGE ainsi que les programmes de mesures qui leur sont associés puissent les prendre en compte et les décliner, en fonction de l'analyse de l'état des masses d'eau au regard des " normes de qualité

environnementale provisoires (NQEp) " présentées au chapitre 1, mais également en fonction des connaissances actuelles propres à chaque bassin concernant les émissions actuelles de ces substances et familles de substances.

Il est certain que le niveau actuel de l'ensemble des émissions dans l'eau est mal, voire très mal, connu pour un grand nombre de ces substances. Pour certaines d'entre elles, des opérations préliminaires de recherche, actuellement en cours d'achèvement, devraient pouvoir identifier les principaux contributeurs à ces émissions. Les programmes de mesures, associés aux SDAGE, doivent donc prévoir qu'au vu de ces résultats les mesures adéquates seront prises, par les différents services de l'Etat en charge des secteurs économiques qui seront principalement impliqués dans ces émissions, pour atteindre les objectifs de réduction fixés par le SDAGE. En tout état de cause, toutes les réductions effectives obtenues devront être quantifiées afin de pouvoir être comparées au niveau global d'émission dont l'amélioration de la connaissance doit être également l'un des objectifs inscrits dans les SDAGE. Ainsi, en ce qui concerne les ICPE, toute action ayant contribué à la réduction du flux d'une substance dangereuse consécutivement à la réalisation des mesures effectuées dans le cadre de l'opération nationale RSDE (recherche des substances dangereuses dans les rejets d'ICPE) lancée depuis 2003 doit-elle être comptabilisée au titre de la réalisation de l'objectif national de réduction.

## **2.2. Objectifs de réduction pour les substances dangereuses dont la mesure de la concentration dans les masses d'eau conduit à l'évaluation de l'état chimique**

Les 41 substances et familles de substances définissant l'état chimique (33 + 8) peuvent être réparties en 2 groupes :

- premier groupe : les substances identifiées comme dangereuses prioritaires à l'annexe de la proposition de directive fille établie par la commission en juillet 2006. Ces 13 substances sont composées des 11 substances identifiées comme dangereuses prioritaires par l'annexe X de la DCE auxquelles s'ajoutent l'endosulfan et l'anthracène. A ces substances s'ajoutent les 8 substances de [la liste I de la directive 76/464](#) (annexe IX de la DCE) non reprises dans cette annexe X ;
- second groupe : les autres substances prioritaires figurant à l'annexe X de la DCE (20).

Pour les substances du premier groupe, la DCE indique que les rejets de ces substances devront être complètement éliminés dans un délai de vingt ans après l'adoption de la directive fille de la DCE, actuellement en cours d'élaboration. Il est donc légitime que soit fixé pour l'ensemble de ces substances, à l'échéance du terme des SDAGE en cours d'élaboration, soit en 2015, un objectif national ambitieux de 50 % de réduction de l'ensemble des émissions susceptibles d'avoir un impact sur l'eau et les milieux aquatiques par rapport au niveau de ces émissions en 2004.

Pour les substances du second groupe, la DCE indique que des mesures visent à réduire progressivement les rejets, les émissions et les pertes. Pour ces substances un objectif national de réduction de 30 %, par rapport au niveau de 2004 des émissions susceptibles d'avoir un impact sur l'eau et les milieux aquatiques, est fixé à l'échéance des SDAGE en cours d'élaboration (2015).

### **2.3. Objectifs de réduction pour les autres substances et familles de substances pertinentes au titre du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses**

Les autres substances et familles de substances pertinentes au titre du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses sont les 86 substances et familles de substances figurant aux tableaux D et E au chapitre 1-2 de la présente circulaire. Des réductions notables des émissions de ces substances et familles de substances par rapport à ce qu'elles étaient en 1976 ont été obtenues grâce aux différentes mesures en faveur de l'environnement qui ont pu être mises en place depuis cette époque. Ces réductions n'ont malheureusement pas fait l'objet de quantifications précises. Cependant dans un objectif d'amélioration continue de la qualité des milieux aquatiques récepteurs il apparaît légitime que, pour l'ensemble de ces substances et familles de substances, un objectif global national de réduction de 10 % du niveau des émissions susceptibles d'avoir un impact sur l'eau et les milieux aquatiques par rapport à ce qu'elles ont été en 2004 soit fixé à l'échéance des SDAGE en cours d'élaboration (2015).

### **2.4. Prise en compte des objectifs nationaux de réduction dans les SDAGE et les programmes de mesures**

Conformément à l'article 9 du décret du 16 mai 2005, rappelé ci-dessus, des objectifs de réduction plus ambitieux, indépendamment des objectifs nationaux, peuvent être fixés localement, substance par substance, notamment s'il est avéré que l'atteinte des NQEp présentées au chapitre 1 dépend directement de la réduction des émissions de telle ou telle de ces substances et familles de substances. Compte-tenu de l'importance de l'état chimique dans l'évaluation du bon état des masses d'eau, il est nécessaire de centrer l'essentiel des actions du SDAGE et de son programme de mesures dans le domaine de la réduction des émissions des substances dangereuses sur la réalisation des objectifs concernant les 41 substances et familles de substances impliquées dans l'évaluation de cet état.

Pour les autres substances et familles de substances pertinentes, ce n'est que dans le cas où les teneurs de masses d'eau à l'intérieur du bassin pour certaines de ces substances et familles de substances se révéleront être notablement différentes des NQEp proposées qu'un objectif de réduction devra être affiché par le SDAGE.

Dans les SDAGE, ces objectifs de réduction sont quantifiés identifiés en pourcentage si les connaissances sur les sources de données sont complètes et fiables, en flux si l'on ne connaît que des apports ponctuels. En l'absence de connaissance suffisante, le programme de mesures identifiera les actions de connaissance à mener ainsi que les éventuelles actions ponctuelles pouvant d'ores et déjà être engagées.

Les objectifs nationaux de réduction affichés sont des objectifs s'appliquant à l'ensemble des émissions, tous secteurs économiques confondus. Aussi, l'amélioration de la connaissance du niveau global des émissions susceptibles d'avoir un impact sur l'eau et les milieux aquatiques pour l'ensemble de ces substances et familles de substances doit figurer dans les programmes de mesure.

A cet effet, outre le suivi obligatoire dans le cadre du programme de surveillance, à des intervalles de temps adaptés, des 41 substances et familles de substances du bon état chimique d'une part et des 86 substances et familles de substances pertinentes d'autre part, des campagnes de mesures des émissions auprès des contributeurs supposés significatifs doivent être mises en place afin de préciser l'évaluation de ces flux.

## **9 ANNEXE B: PROPOSITION DE NQEP POUR L'URANIUM DE L'INERIS**

### **Uranium - n° CAS : 7440-61-1**

L'uranium est un métal lourd (c'est l'élément terrestre le plus dense) et radioactif (radioactivité  $\alpha$  et  $\beta$ ) très largement présent dans l'environnement, dans de nombreuses roches (pechblende, carnotite, etc.) et dans l'écorce terrestre à la concentration d'environ 2 mg/kg (HSDB, 2005). Très rarement sous sa forme élémentaire, il se présente toujours en combinaison avec d'autres éléments avec lesquels il peut former jusqu'à 155 minerais (uranite, carnotite, autunite,...). L'uranium existe sous plusieurs isotopes (au total 17, tous radioactifs), en particulier l'uranium 238 et l'uranium 235. L'uranium naturel est principalement composé d'uranium 238 (99,28 %), et ne contient que peu d'uranium 235 (0,71 %).

D'abord utilisé comme pigment pour le verre, l'uranium enrichi en isotope 235, qui est fissile, est aujourd'hui utilisé comme combustible dans les réacteurs nucléaires. Il peut aussi servir à la réalisation de bombes atomiques (A) ou de bombes thermonucléaires (H). Extrêmement dense et pyrophorique l'uranium est également utilisé sous sa forme appauvri<sup>3</sup> dans l'industrie de l'armement comme composé de munitions anti-blindage et incendiaire.

Les principales sources d'émission de l'uranium ont lieu au cours de l'exploitation des mines, lors d'opérations nucléaires, et lors de son utilisation en tant que carburants nucléaires ou agent de rayons X.

### **9.1 CARACTÉRISTIQUES**

#### **9.1.1 PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES (HSDB, 2000)**

Formule moléculaire (n°CAS) :

Uranium : U (7440-61-1)

Nitrate d'uranyle :  $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$  (10102-06-4)

Sulfate d'uranyle :  $\text{UO}_2\text{SO}_4$  (1314-64-3)

Etat physique :

U: Solide brillant blanc

$\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$  : Cristaux jaunes

$\text{UO}_2\text{SO}_4$  : Cristaux jaunes

Poids moléculaire :

U: 238 g/mol

$\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$  : 394 g/mol

$\text{UO}_2\text{SO}_4$  : 366 g/mol

Point de fusion :

---

<sup>3</sup> l'uranium appauvri en isotope 235 est un sous-produit de l'enrichissement de l'uranium combustible

U: 1135 °C  
UO<sub>2</sub>(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> : 60.2 °C  
UO<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> : Se décompose à 100 °C

Point d'ébullition :

U: 4131 °C  
UO<sub>2</sub>(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> : 118 °C  
UO<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> : Se décompose à 100 °C

Densité :

U: 19.1  
UO<sub>2</sub>(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> : 2.8  
UO<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> : 3.3

Pression de vapeur :

U: Négligeable  
UO<sub>2</sub>(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> : Non disponible  
UO<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> : Non disponible

Solubilité :

U: Insoluble  
UO<sub>2</sub>(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> : Soluble  
UO<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> : Soluble

### **9.1.2 DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT**

Dans l'environnement, l'uranium existe principalement aux états d'oxydation stables IV et VI. Les composés de l'uranium (IV) sont insolubles dans l'eau mais se solubilisent lorsqu'ils passent à l'état d'oxydation (VI). Les composés solubles de l'uranium et donc potentiellement biodisponibles, sont les fluorures, les chlorures, les nitrates et les carbonates d'uranium. Les oxydes d'uranium (UO<sub>2</sub>, U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>...), composés très peu solubles, se retrouvent fortement adsorbés dans les sols et les sédiments. Dans le compartiment aquatique, les composés de l'uranium auront tendance à s'adsorber sur les sédiments ou les particules en suspension. Hormis l'hexafluorure d'uranium, les composés de l'uranium sont très peu volatils.

### **9.1.3 BIOACCUMULATION CHEZ LES ORGANISMES AQUATIQUES**

Le Groupe Radioécologie du Nord Cotentin (1999) préconise les facteurs de bioaccumulation (BCFs) suivants :

BCF poissons = 1  
BCF mollusques = 30  
BCF crustacés = 10

Par ailleurs l'uranium n'a a priori pas de potentiel de bioamplification le long de la chaîne alimentaire (Ribera et al., 1996).

## 9.2 CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU

### 9.2.1 PROPOSITIONS EXISTANTES

Contexte	WQC <sup>1</sup> in µg/L
Allemagne	0.15
Australie	0.5 (provisoire)
RIVM	1
Ontario (concentrations totales, échantillons non filtrés)	5 (provisoire)

<sup>1</sup> Water Quality Criteria

### 9.2.2 PROPOSITION INERIS

#### 9.2.2.1 Données d'écotoxicité aiguës pour les organismes aquatiques

Des données d'écotoxicité aiguë ont été trouvées pour les algues, les crustacés, les cnidaires, les mollusques et les poissons.

Organismes	Espèces	Substance	Critère d'effet	Valeur ( $\mu\text{g U.L}^{-1}$ )	Référence
Algues	<i>Chlorella sp.</i>	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	EC50 (72 h) croissance	44 (39-49) (pH: 6.5)  78 (71-83) (pH : 5.7)	Franklin et al., 2000
	<i>Chlorella sp.</i>	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	EC50 (72 h) croissance	54 – 67 (3 tests, DOC=0)	Franklin et al. 1998 cité dans Hogan et al., 2005
	<i>Chlorella sp.</i>	Non spécifiée	EC50 (72 h) croissance	56 (52-60) (8 mg CaCO <sub>3</sub> /L)  72 (52-92) (40 mg CaCO <sub>3</sub> /L)  150 (140-170) (100 mg CaCO <sub>3</sub> /L)  270 (230-300) (400 mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Charles et al., 2002
	<i>Chlorella sp.</i>	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	EC50 (72 h) croissance	74 (48-103) (DOC=0)  137 (122-150) (DOC=2.6 mg/L)  166 (157-173) (DOC=3.4 mg/L)  177 (148-210) (DOC=4.1 mg/L)  238 (233-241) (DOC=8.1 mg/L)	Hogan et al., 2005
Plantes	<i>Lemna aequinoctialis</i>	Non spécifiée	EC50 (96 h) croissance	758 ( $\pm$ 35)	Charles et al., 2006
Crustacés	<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Non spécifiée	EC50 (120 h)	39	Markich and Camilleri, 1997

Organismes	Espèces	Substance	Critère d'effet	Valeur ( $\mu\text{g U.L}^{-1}$ )	Référence
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	UO <sub>2</sub>	EC50 (48 h) immobilité	50 (nominale, Normandean Ass. 1988)	Pickett et al., 1993
		UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>		60 (mesurée, Shealy Envir.1988)	
				71 (nominale, Normandean Ass. 1988)	
		H <sub>2</sub> UO <sub>4</sub> PO <sub>4</sub>		89 (mesurée, Shealy Envir. 1989)	
				70 (mesurée, Shealy Envir.1988)	
				100 (mesurée, Normandean Ass. 1989)	
	110 (nominale, Normandean Ass. 1988)				
				190 (mesurée, Shealy Envir.1989)	
	<i>Daphnia magna</i>	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	EC50 (48 h) immobilité	5340 -7434 <sup>4</sup>	Poston et al., 1984
	<i>Daphnia magna</i> (clone n°1)	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	EC50 (48 h) immobilité	9360-25400 <sup>5</sup>	Barata et al., 1998 <sup>6</sup>

<sup>4</sup> selon la dureté de l'eau 66.6 à 205 mg CaCO<sub>3</sub>/L

<sup>5</sup> selon la dureté de 90.7 à 179 mg CaCO<sub>3</sub>/L

Organismes	Espèces	Substance	Critère d'effet	Valeur (µg U.L <sup>-1</sup> )	Référence
	<i>Daphnia magna</i> (clone n°2)	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	EC50 (48 h) immobilité	5870-17300 <sup>2</sup>	
Cnidaires	<i>Hydra viridissima</i>	Non spécifiée	EC50 (96 h) bourgeonnement	95	Markich and Camilleri, 1997
				114 - 219 <sup>7</sup>	Riethmuller et al., 2001
Mollusques	<i>Velesunio angasi</i>	Non spécifiée	EC50 (96 h) mortalité	78.4	Markich and Camilleri, 1997
Poissons	<i>Mogurnda mogurnda</i>	Non spécifiée	LC50 (96 h) Mortalité	1360	Markich and Camilleri, 1997
	<i>Melanotaenia splendida inornata</i> (larves de 14 j)	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	LC50 (96 h) mortalité	1390	Holdway, 1992
	<i>Mogurnda mogurnda</i> (larves)	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	LC50 (96 h) mortalité	1570	Holdway, 1992
	<i>Brachydanio rerio</i>	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	LC50 (96 h) mortalité	3050	Labrot et al., 1999
	<i>Salvelinus fontinalis</i> (larves)	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	LC50 (96 h) mortalité	5500 – 23000 <sup>8</sup>	Parkhurst et al., 1984
	<i>Catostomus latipinnis</i> (larves de 13 j)	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	LC50 (96 h) mortalité	43500	Hamilton and Buhl, 1997
	<i>Ptychocheilus lucius</i> (larves et juveniles)	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	LC50 (96 h) mortalité	46000	Buhl and Hamilton, 1996
	<i>Giga elegans</i> (larves et juveniles)	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	LC50 (96 h) mortalité	46000	
<i>Xyrauchen texanus</i> (larves et juveniles)	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	LC50 (96 h) mortalité	46000		

Différents auteurs de la même équipe : Franklin et al. (2000), Charles et al., (2002), Hogan et al., (2005), présentent des résultats sur des algues vertes du genre *Chlorella*. D'après ces études, la toxicité aquatique de l'Uranium semble principalement corrélée avec la teneur en ions UO<sub>2</sub><sup>2+</sup>. Hogan et al., (2005) ont montré que la matière organique dissoute pouvait former des complexes avec ces ions et ainsi réduire la toxicité de l'uranium. La dureté de l'eau semble également avoir un rôle protecteur (Franklin et al. (2000)). L'abaissement de la toxicité de l'Uranium par la dureté de l'eau ne semble pas du à un changement d'équilibre des spéciations de l'Uranium. Les auteurs font l'hypothèse que les ions Ca<sup>2+</sup> ou Mg<sup>2+</sup> abaissent la toxicité de l'Uranium en empêchant les ions UO<sub>2</sub><sup>2+</sup> de se fixer sur la

<sup>6</sup> deux clones génétiques distincts ont été testés dans l'étude de Barata et al., 1998

<sup>7</sup> selon la dureté 6.6 à 330 mg CaCO<sub>3</sub>/L

<sup>8</sup> selon la dureté de l'eau 35 à 208 mg CaCO<sub>3</sub>/L

membrane cellulaire des algues. Charles et al., (2002) ont également montré qu'un pH faible pouvait réduire la toxicité de l'Uranium sur les algues. Ils font l'hypothèse que les ions  $H^+$ , pouvant aussi se fixer sur la membrane cellulaire des algues, jouent également un rôle protecteur.

A noter que dans l'article de Charles et al., (2002), pour une dureté de 40 mg  $CaCO_3/L$ , la EC50 est donnée à 72  $\mu g/L$ , mais sur la Fig(b) page 67 de cet article, la EC50 déterminée graphiquement serait comprise entre 100 et 200  $\mu g/L$

Plusieurs résultats sont cités dans Pickett et al., 1993 sur *Ceriodaphnia dubia*. Trois sels ont été testés : le nitrate d'uranyl ( $UO_2(NO_3)_2$  : Uranium VI), le phosphate d'uranyl hydrogène ( $HUO_2PO_4$  : Uranium VI), dioxyde d'uranium ( $UO_2$  : Uranium IV). A l'exception du test sur le dioxyde d'uranium, les tests ont été répétés par deux laboratoires indépendants (*Shealy Environmental* et *Normandeau Associates*), parfois pour 2 dates.

Les résultats sont parfois exprimés en terme de concentrations nominales ou de concentrations mesurées. Le pourcentage de recouvrement est en général satisfaisant, à l'exception de la valeur mesurée de 70  $\mu g/L$  obtenue pour le phosphate d'uranyl hydrogène par le laboratoire Shealy Envir.(1988). Dans ce cas, le pourcentage de recouvrement moyen n'est que de 23%.

### 9.2.2.2 Données d'écotoxicité chronique pour les organismes aquatiques

Le tableau ci-dessous répertorie les données d'écotoxicité chronique jugées pertinentes pour cette étude :

Organismes	Espèces	Substance testée	Critère d'effet	Valeur ( $\mu g U.L^{-1}$ )	Référence
Algues	<i>Chlorella sp.</i>	Non spécifiée	BEC10 (72 h) croissance	0.7 (8 mg $CaCO_3/L$ )	Charles et al., 2002
				0.7 (40 mg $CaCO_3/L$ )	
		2.3 (100 mg $CaCO_3/L$ )			
		4.5 (400 mg $CaCO_3/L$ )			
	<i>Chlorella sp.</i>	$UO_2SO_4$	NOEC (72 h) croissance	8 – 9 (3 tests, DOC=0)	Franklin et al. 1998 cité dans Hogan et al., 2005

	<i>Chlorella sp.</i>	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	BEC10 (72 h) croissance	11 (pH: 6.5)  21 (pH : 5.7)	Franklin et al., 2000
	<i>Chlorella sp.</i>	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	NOEC (72 h) croissance	38 (DOC=0)  72 (DOC=2.6 mg/L)  109 (DOC=3.4 mg/L)  150 (DOC=4.1 mg/L)  157 (DOC=8.1 mg/L)	Hogan et al., 2005
<b>Crustacés</b>	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	UO <sub>2</sub>	NOEC (7 j) reproduction	30 (nominale, Normandeu Ass. 1988)	Pickett et al., 1993
		UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>		1.5 (nominale, Shealy Envir.1988)  2.7 (nominale, Shealy Envir. 1989)  <8 (nominale, Normandeu Ass. 1988)	

				<2 (nominale, Shealy Envir.1989)	
				2 (nominale, Normandeu Ass. 1989)	
		HUO <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>		<6 (nominale, Normandeu Ass. 1988)	
				<21 (mesurée, Shealy Envir.1988)	
		UO <sub>2</sub>		30 (nominale, Normandeu Ass. 1988)	
	<i>Moinodaphnia macleayi</i>	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	NOEC (5 j.) reproduction	10	Hyne et al., 1993
	<i>Moinodaphnia macleayi</i>	UO <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	NOEC (5 j.) reproduction	17.6	Markich and Camilleri, 1997
<b>Cnidaires</b>	<i>Hydra viridissima</i>	U(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	LOEC (5 j) bourgeonnement	150	Hyne et al., 1992
<b>Poissons</b>	<i>Mogurnda mogurnda</i> (larves)	U(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	NOEC (14 j.) mortalité	880	Holdway, 1992
	<i>Melanotaenia splendida inornat</i> (juveniles)	U(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	NOEC (7 j.) mortalité	1570	

Charles et al., 2002 rapportent plusieurs résultats de toxicité chronique, selon différentes duretés de l'eau, sur des chlorelles. Ces résultats sont exprimés en terme de BEC10 (10% *Bounded Effect Concentration*) qui correspond à la plus haute concentration, avec un degré de confiance de 95%, et pour laquelle les effets observés n'excèdent pas 10%. Les valeurs obtenues sont très basses, (plus faible valeur à 0.7 µg/L pour les plus faibles duretés de l'eau) probablement à cause du fait que le résultat est basé sur la borne basse de l'intervalle de confiance de la EC10 et que la dispersion des points expérimentaux est importante. A titre indicatif, les EC10 médianes, déterminée graphiquement, sont de l'ordre de :

- 2 à 3 µg/L pour une dureté de 8 mg CaCO<sub>3</sub>/L
- 6 µg/L pour une dureté de 40 mg CaCO<sub>3</sub>/L

- 5 à 6 µg/L pour une dureté de 100 mg CaCO<sub>3</sub>/L
- 10 à 11 µg/L pour une dureté de 400 mg CaCO<sub>3</sub>/L

Ces concentrations restent basses ce qui peut éventuellement s'expliquer par le fait que les essais ont été effectués à un pH neutre (il n'y a donc pas de rôle protecteur des ions H<sup>+</sup> contre les ions UO<sub>2</sub><sup>2+</sup>) et sans DOC (les ions UO<sub>2</sub><sup>2+</sup> n'ont donc pas pu être complexés par la DOC). Toutefois, l'exactitude des graphiques présentés, et notamment celui sur la Fig(b) page 67 de cet article (pour une dureté de 40 mg CaCO<sub>3</sub>/L), peut être remise en question. En effet les résultats numériques donnés dans l'article ne sont pas cohérents avec ce graphique.

-----

A noter que les résultats présentés par Franklin et al., 2000 sont également basés sur la détermination d'une BEC10.

-----

Dans le rapport de Pickett et al., 1993 sont rapportés plusieurs résultats obtenus sur *Ceriodaphnia dubia*. Trois sels ont été testés : le nitrate d'uranyl (UO<sub>2</sub>(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> : Uranium VI), le phosphate d'uranyl hydrogène (HUO<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> : Uranium VI), dioxyde d'uranium (UO<sub>2</sub> : Uranium IV). A l'exception du test sur le dioxyde d'uranium, les tests ont été répétés par deux laboratoires indépendants (*Shealy Environmental* et *Normandeau Associates*) et il y a parfois 2 résultats par laboratoire.

#### Pour le nitrate d'uranyl :

Il est proposé de baser la PNEC sur la NOEC 7j à 2.7 µg/L obtenue à partir du test du laboratoire *Shealy Envir.* (1989) sur *Ceriodaphnia dubia*, pour le nitrate d'uranyl. Les résultats sont détaillés pages 20 à 22 du rapport de Pickett et al., 1993 (pages 41 à 43 du document PDF).

Pour ce test, 10 organismes par concentration d'essai âgés de moins de 24 heures et acclimatés durant 3 semaines ont été exposés à 6 concentrations : 1.5, 2.7, 4.7, 8.5, 15, 27 µg/L (en terme de µg d'Uranium par L). Des duplicats et un contrôle ont été réalisés. Les organismes ont été nourris quotidiennement avec 10<sup>6</sup> cellules/mL de *Selenastrum capricornutum*. Une photopériode de 16 heures a été utilisée. Un suivi analytique des concentrations a été réalisé. Hormis pour la première concentration testée (1.5 µg U/L), le pourcentage de recouvrement entre les concentrations nominales et mesurées est supérieur à 80%. Le pH, la température, la dureté, la concentration en oxygène dissous, la conductivité et l'alcalinité du milieu ont fait l'objet d'un suivi au cours de l'essai. La NOEC pour le critère de la reproduction a été déterminée à 2.7 µg U/L (soit 2.5 µg U/L en terme de concentration mesurée).

*L'essai est relativement bien documenté. Une déviation du pH (pH < 6 au jour 5 et au jour 6) dans les concentrations d'essai et dans les témoins est signalée dans le rapport. Cependant, cette déviation ne semble pas avoir affecté de manière significative les organismes. Ce résultat est considéré valide.*

Une NOEC 7j à 1.5 µg/L provenant du laboratoire *Shealy Envir.*(1988) est donnée pages 17-19 du rapport de Pickett et al., 1993 (pages 38 à 40 du document PDF). Cette NOEC est exprimée en terme de concentration nominale. Pour d'autres essais sur le même sel, les concentrations nominales et mesurées sont en général concordantes. Mais ici le pourcentage moyen de recouvrement entre les concentrations mesurées et les concentrations nominales n'est que de 55%, et pour certaines concentrations testées il est inférieur à 20%. Il n'est pas possible de savoir si cela est du à un problème sur la méthode analytique (auquel cas les résultats d'écotoxicité exprimés en terme de concentrations nominales pourraient être utilisés), ou si cela est du à des erreurs de dilution dans la préparation de la gamme des concentrations testées (auquel cas les résultats de cet essai seraient invalides).

La NOEC 7j donnée à <8 µg/L provenant du laboratoire *Normandean Ass.* 1988, n'est pas considérée comme utilisable. En effet la mortalité parmi les femelles exposées à la concentration de 2 µg/L apparaît anormale. Les résultats sont détaillés pages 23-25 du rapport de Pickett et al., 1993 (pages 44 à 46 du document PDF).

#### Pour le phosphate d'uranyl hydrogène :

Pickett et al., 1993 citent une NOEC 7j pour le phosphate d'uranyl hydrogène sur *Ceriodaphnia* réalisée par le laboratoire *Shealy Envir.*(1989). (cf. pages 38-39, soit pages 59-60 du doc PDF). D'après le test statistique, la plus forte concentration pour lesquels les résultats ne sont pas statistiquement différents des témoins serait à 50 µg/L. Mais du fait de la très grande variabilité de la réponse pour les témoins, les auteurs suggèrent de prendre NOEC < 2 µg/L.

La NOEC 7j pour le phosphate d'uranyl hydrogène sur *Ceriodaphnia* réalisée par le laboratoire *Normandean Ass.* (1989) et citée dans Pickett et al., 1993 est proposée à 2 µg/L. Dans la Table 13 pages 34-35 (pages 55-56 du doc PDF) du rapport de Pickett et al., 1993, on constate que la relation concentration-réponse n'est pas monotone. En écartant le résultat atypique obtenu à la concentration de 0.2 µg/L, les auteurs proposent une NOEC à 2 µg/L. Malgré les conclusions du test statistique présentées dans le rapport, le nombre de jeunes par femelles à la concentration de 2 µg/L (26.05 jeunes/femelles, écart type de 3.97) n'apparaît pas très éloigné de celui constaté pour les témoins (29.65 jeunes/femelles, écart type de 6.34).

La NOEC 7j <21µg/L donnée à partir de l'essai du laboratoire *Shealy Envir.*(1988) n'apparaît pas utilisable. En effet il est signalé que la variance des résultats parmi les témoins est importante, il est donc difficile de déterminer la concentration à partir de laquelle les effets sont significativement différents des contrôles. Les auteurs préconisent de considérer que la NOEC est <21 µg/L. Par ailleurs cette NOEC est basée sur une concentration mesurée, mais les pourcentage de recouvrement entre les concentrations mesurées et nominales sont très variables pour cet essai (de 93% à 14% selon les concentrations) et la question de l'exactitude des données de mesures analytiques demeure. Les résultats sont détaillés page 29-31 du rapport de Pickett et al., 1993 (pages 50 à 52 du document PDF).

### **9.2.2.3 Détermination de la concentration sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC)**

Des données d'écotoxicité sont disponibles pour les trois niveaux trophiques (algues, crustacés et poissons) en aigu et en chronique. Il est proposé de baser la PNEC sur la NOEC 7j à 2.7 µg/L obtenue à partir du test du laboratoire *Shealy Envir.* (1989) citée dans Pickett et al., 1993 sur *Ceriodaphnia dubia.*, pour le nitrate d'uranyl. Un facteur 10 sera appliqué, soit PNEC<sub>aqua</sub> = 0.27 µg U/L arrondie à :

$$\text{PNEC}_{\text{aqua}} = 0.3 \mu\text{g U/L}$$

#### **Avis du groupe de validation externe (réunion du 30 novembre 2007) :**

Des données d'écotoxicité sont disponibles pour les trois niveaux trophiques (algues, crustacés et poissons) en aigu et en chronique. Les plus faibles valeurs sont dans l'intervalle de 2-3 µg U/L (étude de Charles et al. 2002, ou rapport de Pickett et al. 1993).

La NOEC 7j à 2.7 µg U/L obtenue à partir du test du laboratoire Shealy Envir. (1989) citée dans Pickett et al., 1993 sur *Ceriodaphnia dubia.*, pour le nitrate d'uranyl a été choisie comme étude clef. Il existe d'autres résultats donnant des valeurs plus faibles mais qui sont plus difficiles à interpréter, sans pour autant être considérés comme invalides par les experts.

Il a donc été décidé de calculer la PNEC en divisant par un facteur 10 la NOEC à 2.7 µg U/L citée dans Pickett et al., 1993, soit une PNEC égale à 0.27 µg U/L, arrondie à **0.3 µg U/L.**

## **9.3 BIBLIOGRAPHIE**

Barata, C., Baird, D. J. and Markich, S. J. (1998). "Influence of genetic and environmental factors on the tolerance of *Daphnia magna* Straus to essential and non-essential metals." *Aquatic Toxicology* 42: 115-137.

Buhl, K. J. and Hamilton, J. S. (1996). "Toxicity of inorganic contaminants, individually and in environmental mixtures, to three endangered fishes." *Arch Environ Contam Toxicol* 30: 84-92.

Charles, A., Markich, S. J., Stauber, J. L. and DeFilippis, L. F. (2002). "The effects of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*)." *Aqua. Tox.* 60: 61-73.

Charles, A., Markish, S. J. and Ralph, P. (2006). "Toxicity of uranium and copper individually, and in combination, to a tropical freshwater macrophyte (*Lemna aequinoctialis*)." *Chemosphere* 62: 1224-1233.

Franklin, N. M., Stauber, J. L., Markich, S. J. and Lim, R. P. (2000). "pH- dependant toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*)." *Aqua. Tox.* 48: 275-289.

Hamilton, S. J. and Buhl, K. J. (1997). "Hazard Evaluation of Inorganics, Singly and in Mixtures, to Flannelmouth Sucker *Catostomus latipinnis* in the San Juan River, New Mexico." *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 38(3): 296-308.

Hogan, A. C., Van Dam, R. A., Markich, S. J. and Camilleri, C. (2005). "Chronic toxicity of uranium to a tropical green alga in natural waters and the influence of dissolved organic carbon." *Aqua. Tox.* 75: 343-353.

Holdway, D. A. (1992). "Uranium toxicity to two species of Australian tropical fish." *Sci. of Total Environ.* 125(1): 137-158.

HSDB (2000). Hazardous Substances Data Bank (online), National Library of Medicine. 2004.

HSDB (2005). (Hazardous Substances Data Bank), National Library of Medicine.

Hyne, R. V., Padovan, A., Parry, D. L. and Renaud, S. M. (1993). "Increased fecundity of the cladoceran *Moinodaphnia macleayi* on a diet supplemented with a green alga, and its use in uranium toxicity tests." *Austra. Jour.of Marine and Fresh. Res.* 44(3): 389-399.

Hyne, R. V., Rippon, G. D. and Ellender, G. (1992). "pH-Dependent uranium toxicity to freshwater Hydra." *Sci. of Total Environ.* 125: 159-173.

Labrot, F., Narbonne, J. F., Ville, P., Saint Denis, M. and Ribera, D. (1999). "Acute Toxicity , Toxicokinetics, and Tissue Target of lead and Uranium in the Clam *Corbicula fluminea* and the Worm *Eisenia fetida*: comparaison with the fish *Brachydanio rerio*." *Arch Environ Contam Toxicol* 36: 167-178.

Markich, S. J. and Camilleri, C. (1997). Investigation of metal toxicity to tropical biota : Recommendations for revision of the Australian water quality guidelines. Supervising Scientist. Canberra.

Parkhurst, B. R., Elder, R. G., Meyer, J. S., Sanchez, D. A., Pennak, R. W. and Waller, W. T. (1984). "An environmental hazard evaluation of uranium in a rocky mountain stream." *Envir. Toxicol. Chem.* 3: 113-124.

Pickett, J. B., Specht, W. L. and Keyes, J. L. (1993). Acute and chronic toxicity of uranium compounds to *Ceriodaphnia dubia*. Contrat énergie atomique DE-Ac09-89SR 18035

Poston, T. M., Hanf, R. W. and Simmons, M. A. (1984). "Toxicity of uranium to *Daphnia magna*." *Wat. Air.Soil.Pollu.* 22: 289-298.

Ribera, D., Labrot, F. and Tisnerat, G. (1996). "Uranium in the Environment: Occurrence, Transfer, and Biological Effects." *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 146.

Riethmuller, N., Markich, S. J., Vandam, R. A. and Parry, D. (2001). "Effects of water hardness and alkalinity on the toxicity of uranium to a tropical freshwater hydra." *Biomarkers* 6(1): 45-51.

## 10 ANNEXE C: DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ DE BASE

Tableau C1 : données d'écotoxicité chronique de base issues d'une revue de littérature exhaustive relative à la chimiotoxicité de l'uranium

Groupe et classe taxonomiques	Espèce	Effet	Forme initiale de U	Température (°C)	pH	Dureté (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	DOC (mg C.l <sup>-1</sup> )	Critère d'effet	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )		IB	Réf.
										Valeur brute	GM		
<b>PRODUCTEURS PRIMAIRES</b>													
Algues	<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	27	5.7				BEC <sub>10</sub> (72h)	0.021	0.027	H	[7]
									MDEC (72h)	0.034			[7]
									BEC <sub>10</sub> (72h)	0.011	0.012	H	[7]
									MDEC (72h)	0.013			[7]
	<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	U(VI)	29	6.5		2.63	0 <sup>a</sup>	NOEC (72h)	0.038	0.052	H	[9]
									LOEC (72h)	0.070			[9]
									NOEC (72h)	0.150	0.164	L	[9]
									LOEC (72h)	0.179			[9]
									NOEC (72h)	0.109	0.122	L	[9]
									LOEC (72h)	0.136			[9]
									NOEC (72h)	0.157	0.171	L	[9]
									LOEC (72h)	0.187			[9]
									NOEC (72h)	0.072	0.093	M	[9]
									LOEC (72h)	0.120			[9]
<i>Chlorella sp.</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	27	7	8		0 <sup>a</sup>	BEC <sub>10</sub> (72h)	0.0007	0.001	H	[3]	
								MDEC (72h)	0.0016			[3]	
								BEC <sub>10</sub> (72h)	0.0007	0.001	H	[3]	
								MDEC (72h)	0.0017			[3]	
								BEC <sub>10</sub> (72h)	0.0023	0.003	M	[3]	
								MDEC (72h)	0.0044			[3]	
BEC <sub>10</sub> (72h)	0.0045	0.007	L	[3]									
MDEC (72h)	0.0120			[3]									

Groupe et classe taxonomiques	Espèce	Effet	Forme initiale de U	Température (°C)	pH	Dureté (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	DOC (mg C.l <sup>-1</sup> )	Critère d'effet	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )		IB	Réf.			
										Valeur brute	GM					
Algues	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·6(H <sub>2</sub> O)	24	5				0 <sup>a</sup>	EC <sub>10</sub> (72h)	0.028	0.028	H [19]			
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·6(H <sub>2</sub> O)	24	7.3	5	7	0 <sup>a</sup>	NOEC (72h)	0.014	0.020	H [22]				
									LOEC (72h)	0.029	[22]					
									8	15	7	0 <sup>a</sup>	NOEC (72h)	0.057	0.079	H [22]
													LOEC (72h)	0.110	[22]	
									7.3	64	7	0 <sup>a</sup>	NOEC (72h)	0.056	0.078	H [22]
													LOEC (72h)	0.110	[22]	
7.3	122	8	0 <sup>a</sup>	NOEC (72h)	0.220	0.308	L [22]									
				LOEC (72h)	0.430	[22]										
7.3	228	8	0 <sup>a</sup>	NOEC (72h)	0.110	0.152	L [22]									
				LOEC (72h)	0.210	[22]										
Plantes supérieures	<i>Lemna aequinoctialis</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	27	6.5	38.26	31.18	0 <sup>a</sup>	MDEC (96h)	0.112	0.112	H [4]				
INVERTEBRES AQUATIQUES																
Cnidaires	<i>Hydra viridissima</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	27	6	4		BEC10 (96h)	0.056	0.058	H [15]					
								MDEC (96h)	0.0610	[15]						
		Reproduction	U(VI)	27	6	6.6	4	MDEC (96h)	0.0320	[20]						
								165	4	MDEC (96h)	0.0900	[20]				
								165	102	MDEC (96h)	0.0420	[20]				
								330	4	MDEC (96h)	0.0620	[20]				
								n.d.	n.d.	NOEC (96h)	0.0183	[10]				
Crustacés	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	DU	25	8.49	190	148	NOEC (7j)	1.97	2.775	L [12]					
								LOEC (7j)	3.91	[12]						
		Reproduction	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	25				NOEC (7j)	0.0032	0.004	H [18]					
								LOEC (7j)	0.0047	[18]						
			UO <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	25				NOEC (7j)	0.0020	0.003	H [18]					
								LOEC (7j)	0.0060	[18]						

Groupe et classe taxonomiques	Espèce	Effet	Forme initiale de U	Température (°C)	pH	Dureté (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	DOC (mg C.l <sup>-1</sup> )	Critère d'effet	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )		IB	Réf.
										Valeur brute	GM		
Crustacés	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub>	25						NOEC (7j)	0.0026	0.004	H [18]
										LOEC (7j)	0.0050		[18]
		Reproduction	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	25	6.7	5	5	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.031	0.046	H [22]	
									LOEC (7j)	0.067		[22]	
				25	6.8	17	5	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.058	0.096	H [22]	
									LOEC (7j)	0.160		[22]	
				24	7	124	8	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.023	0.037	H [22]	
									LOEC (7j)	0.059		[22]	
		24.5	6.9	252	8	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.061	0.105	L [22]			
							LOEC (7j)	0.180		[22]			
		Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	25	6.7	5	5	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.067	0.110	H [22]	
									LOEC (7j)	0.180		[22]	
				25	6.8	17	5	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.058	0.096	H [22]	
									LOEC (7j)	0.160		[22]	
24	7			124	8	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.170	0.273	L [22]			
							LOEC (7j)	0.440		[22]			
24.5	6.9	252	8	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.061	0.105	L [22]					
					LOEC (7j)	0.180		[22]					
<i>Daphnia magna</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	20	7	250	2.7	0 <sup>a</sup>	EC <sub>10</sub> (7j)	0.014	0.014	L [23]		
								EC <sub>10</sub> (21j)	0.014	0.014	L [23]		
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Reproduction	U(VI)	25	8.2					NOEC	0.0180		[6]	
									Reproduction	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ; 3 H <sub>2</sub> O	27	7.14	NOEC (5j)
	LOEC (5j)	0.031		[21]									
	27	7.14	LOEC (5j)	0.02	0.013	H [21]							
			NOEC (5j)	0.008		[21]							
	27	7.14	LOEC (5j)	0.036	0.030	H [21]							
NOEC (5j)			0.025		[21]								
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ; 3H <sub>2</sub> O	27	- 6				NOEC (5-6j)	0.01		[11]		

Groupe et classe taxonomiques	Espèce	Effet	Forme initiale de U	Température (°C)	pH	Dureté (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	DOC (mg C.l <sup>-1</sup> )	Critère d'effet	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )		IB	Réf.			
										Valeur brute	GM					
Crustacés	<i>Moinodaphnia macleayi</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> , 3 H <sub>2</sub> O	27	7.14				LOEC (5-6j)	0.036	0.030	H	[21]			
									NOEC (5-6j)	0.025			[21]			
		Mortalité	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> , 3 H <sub>2</sub> O	27	7.14					LOEC (5-6j)	0.007	0.005	H	[21]		
										NOEC (5-6j)	0.004			[21]		
						27	7.14			LOEC (5-6j)	0.041	0.030	H	[21]		
										NOEC (5-6j)	0.022			[21]		
		<i>Hyalella azteca</i>	Mortalité	DU						EC <sub>10</sub> (14j) <sup>b</sup>	0.29	0.29	L	[12]		
			Croissance	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> , 3H <sub>2</sub> O	25	6.91	7.16	7.23	7.58	7.97	7.93	8	EC <sub>10</sub> (28j) <sup>b</sup>	0.005	0.005	H
	EC <sub>10</sub> (28j) <sup>b</sup>												0.009	0.009	H	[1]
	EC <sub>10</sub> (28j) <sup>b</sup>												0.013	0.013	H	[1]
	EC <sub>10</sub> (28j) <sup>b</sup>												0.027	0.027	H	[1]
	EC <sub>10</sub> (28j) <sup>b</sup>												0.020	0.020	L	[1]
	EC <sub>10</sub> (28j) <sup>b</sup>	0.27	0.27	L	[1]											
	EC <sub>10</sub> (28j) <sup>b</sup>	0.12	0.12	L	[1]											
Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	22.3	6.7	17	8	0 <sup>a</sup>	NOEC (14j)	0.006	0.008	H	[22]					
							LOEC (14 j)	0.011			[22]					
							NOEC (14j)	0.070	0.109	M	[22]					
							LOEC (14 j)	0.170			[22]					
Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	22.3	6.8	123	9	0 <sup>a</sup>	NOEC (14j)	0.063	0.090	M	[22]					
							LOEC (14 j)	0.130			[22]					
Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	22.4	6.8	238	10	0 <sup>a</sup>	NOEC (14j)	0.094	0.134	L	[22]					
							LOEC (14 j)	0.190			[22]					
Insectes	<i>Chironomus tentans</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	23.1	7.18	125	84	NOEC (10j)	0.420	0.799	M	[2]				
								LOEC (10 j)	1.519			[2]				
<b>VERTEBRES</b>																
Amphibiens	<i>Xenopus laevis</i>	Morbidité	DU	25	8.2	177	138		LOEC (64j)	13	13	L	[16]			
Poissons	<i>Salvenilus fontinalis</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> , 3 H <sub>2</sub> O	13.5	8	201	189	NOEC (77j)	> 9.08	9.08	L	[17]				
								NOEC (77j)	> 9.08			[17]				

Groupe et classe taxonomiques	Espèce	Effet	Forme initiale de U	Température (°C)	pH	Dureté (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	DOC (mg C.l <sup>-1</sup> )	Critère d'effet	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )		IB	Réf.
										Valeur brute GM			
Poissons	<i>Melanotaenia spendida inornata</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	30	6.3		1.8	1.5	NOEC (7j)	0.81	1.1	L	[8]
									LOEC (7j)	1.56			[8]
	<i>Mogurnda mogurnda</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	27.1	6.43		2.99	5.07	NOEC (14j)	0.88	1.3	L	[8]
									LOEC (14j)	1.79			[8]
									NOEC(14+15j) <sup>c</sup>	0.44	0.62	L	[8]
									LOEC (14j+15j) <sup>c</sup>	0.88			[8]
									NOEC (7j)	2.26	3.1	L	[8]
									LOEC (7j)	4.32			[8]
									NOEC (7j+7j) <sup>c</sup>	1.09	1.6	L	[8]
									LOEC (7j+7j) <sup>c</sup>	2.26			[8]
									NOEC (7j+7j) <sup>c</sup>	0.4	0.4	L	[8]
									LOEC (7j+7j) <sup>c</sup>	<0.4			[8]
	NOEC (7j)	2.26	3.1	L	[8]								
	LOEC (7j)	4.32			[8]								
	NOEC (7j)	0.81	1.1	L	[8]								
	LOEC (7j)	1.56			[8]								
	<i>Catostomus commersoni</i>	Reproduction	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	14.3	7.9	72	68		NOEC (30j)	2.330	8.057	L	[13]
									LOEC (30j)	27.860			[13]
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	14	6.8		6	7	0 <sup>a</sup>	NOEC (30j)	<0.28	0.280	H	[22]
									LOEC (30j)	0.280			[22]
									NOEC (30j)	0.310	0.435	M	[22]
								LOEC (30j)	0.610			[22]	
<i>Pimephales promelas</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ; 6(H <sub>2</sub> O)	25	6.7		23	12	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.840	1.045	M	[22]
									LOEC (7j)	1.300			[22]
									NOEC (7j)	1.200	1.510	M	[22]
									LOEC (7j)	1.900			[22]
			25	6.6		131	10	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	0.810	0.986	M	[22]
									LOEC (7j)	1.200			[22]

Groupe et classe taxonomiques	Espèce	Effet	Forme initiale de U	Température (°C)	pH	Dureté (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> .l <sup>-1</sup> )	DOC (mg C.l <sup>-1</sup> )	Critère d'effet	Concentration (mg U.l <sup>-1</sup> )		IB	Réf.
										Valeur brute	GM		
Poissons	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·6(H <sub>2</sub> O)	25	6.6	244	10	0 <sup>a</sup>	NOEC (7j)	1.200	1.549	L	[22]
									LOEC (7j)	2.000			[22]
	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalité	UO <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·6(H <sub>2</sub> O)	8.1	8	77	73		NOEC (141j)	6.050	13.427	L	[14]
									LOEC (141j)	29.800			[14]

a : eau douce « synthétique » sans ajout de DOC spécifié dans la publication / b : valeur recalculée / c : la seconde durée est post exposition / caractères italiques : données écartées au profit d'une EC<sub>10</sub> ou MATC pour l'analyse par SSD (cf. sélection des données §.3.2)

## Références

- [1] Alves, L.C.; Borgmann, U.; Dixon, D.G. Water-sediment interactions for *Hyalella azteca* exposed to uranium-spiked sediment. *Aquat. Tox.* 2008, **87**, 187-199.
- [2] Burnett, C.; Liber, K. Can *Chironomus tentans* develop tolerance to uranium exposures over several generations? Montreal QC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) North America 27th annual meeting, cité dans Environment Canada (2008)
- [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] Environnement Canada. Canadian Water Quality Guidelines for Uranium: Scientific Supporting Document (draft). Original draft: march 10th, 2004. Updated November 17, 2008.
- [6] Environmental Research Institute of the Supervising Scientist (ERISS), unpublished data. Cited in Hogan *et al*, 2005.
- [7] 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.
- [8] Holdway, D.A. Uranium toxicity to two species of Australian fish. *Sci. Total. Environ.*, 1992, **125**, 137-158.
- [9] 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
- [10] Hyne, R.V.; Rippon, G.D.; Ellender, G. pH-dependent uranium toxicity to freshwater hydra. *Sci. Total. Environ.* 1992, **125**, 159-173. Cité in Hogan *et al* 2005.

- [11] Hyne, R.V.; Padovan, A.; Parry, D.L.; Renaud, S.M. Increased fecundity of the cladoceran *Moinodaphnia macleayi* on a diet supplemented with a green alga, and its use in uranium toxicity tests. *Aust.J.Mar.Freshwater Res.*, 1993, *44*, 389-399.
- [12] 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 *Hyaella azteca*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2002, *21*, 2198-2203
- [13] Liber, K.; Stoughton, A.; Rosaasen, A. Chronic Uranium Toxicity to White Sucker Fry (*Catostomus commersoni*) *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2004, *73*, 1065-1071.
- [14] Liber, K.; Stoughton, S.; Janz, D. Uranium Toxicity Testing using Early Life Stage Lake Trout (*Salvelinus namaycush*). Cité dans Environment Canada, 2008.
- [15] 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
- [16] 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
- [17] Parkhurst, B.R. An environmental hazard evaluation of uranium in a rocky mountain stream. *Environ. Toxicol. Chem.* 1984, *3*, 113-124
- [18] Pickett, J.B.; Specht, W.L.; Keyes, J.L.. Acute and chronic toxicity of uranium compounds to *Ceriodaphnia dubia*. 1993, Westinghouse Savannah River Co, rapport WSRC-RP-92-995, préparé pour le Département de l'Énergie américain (US-DoE), contrat DE-AC09-89SR 18035.
- [19] Pradines, C.; Wiktor, V.; Camilleri, V.; Gilbin, R. Development of biochemical methods to estimate the subcellular impact of uranium exposure on *Chlamydomonas reinhardtii* *Radioprotection*, 2005, *40* (1), S163-S168
- [20] 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.
- [21] 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.
- [22] Vizon Sci Tec Inc. Final Report on the toxicity investigation of uranium to aquatic organisms. Projet n°2-11-0903 pour le compte de Canadian Nuclear Safety Commission, Environmental Protection and Audit Division, Ottawa, Canada.
- [23] Zeman, F.; Gilbin, R.; Alonzo, F.; Lecomte-Pradines, C.; Garnier-Laplace, J., Aliaume, C. Effects of waterborne uranium on survival, growth, reproduction and physiological processes of the freshwater cladoceran *Daphnia magna*. *Aquat. Tox.* 2008 *86*, 370-378.