



Examen critique des informations relatives à l'impact écologique des sites miniers sur le bassin versant du Ritord et le lac de Saint-Pardoux

Etude préliminaire

Rapport DEI/SECRE n°06-25

J. Garnier-Laplace et K. Beaugelin-Seiller

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/DEI/SARG				
Référence de la demande	GEP Sites miniers GT2 : Impacts environnemental et sanitaire				
Numéro de la fiche programme					
Examen critique des informations relatives à l'impact écologique des sites miniers sur le bassin versant du Ritord et le lac de Saint-Pardoux					
Etude préliminaire					
<i>J. Garnier-Laplace et K. Beaugetin-Seiller</i>					
Rapport DEI/SECRE n°06-25					
	Réservé à l'unité		Visas pour diffusion		
	Auteur(s)	Vérificateur*	Chef du SECRE	Directeur de la DEI	Directeur Général de l'IRSN
Noms	J Garnier-Laplace K Beaugetin-Seiller	D Gay	J.C. Gariel	D. Champion	J. REPUSSARD
Dates	31/08/2006	01/09/2006	01/09/2006	08/09/2006	
Signatures					

* rapport sous assurance de la qualité

Sommaire

1 CONTEXTE GÉNÉRAL ET CONTENU DE L'ÉTUDE	3
2 PRATIQUES EUROPEENNES EN MATIERE DE MÉTHODE D'ÉVALUATION DE L'IMPACT ET DU RISQUE ECOLOGIQUE.....	3
3 ETUDE DE SENES CONSULTANT	6
4 BREF EXAMEN DU BILAN DECENNAL D'AREVA ET PROPOSITION D'ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES	10
5 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	12

PRÉAMBULE

Le lecteur non familier avec le domaine de la présente étude à savoir l'évaluation du risque aux écosystèmes pourra se reporter pour plus de détails aux documents ci-après :

- « Radioprotection de l'environnement //Synthèse et perspectives », rapport IRSN 2005-56 édition du 1^{er} juillet 2006, ISRN IRSN 2005-56-Fr, 128 pages.

- « Glossaire relatif à la protection de l'environnement - Radioécologie et Ecotoxicologie », rapport IRSN/DEI/SECRE 06-21, 10 pages.

1 CONTEXTE GÉNÉRAL ET CONTENU DE L'ÉTUDE

Le Groupe d'Expertise Pluraliste (GEP) créé sur la demande des Ministres chargés de la santé, de l'écologie et de l'industrie et officiellement mis en place le 29 juin 2006, a pour mission d'analyser la problématique des anciennes exploitations uranifères d'AREVA (COGEMA) en Haute Vienne. Le présent document examine de manière critique la complétude et la pertinence des informations collectées par AREVA ou pour le compte d'AREVA par d'autres organismes (associations, bureaux d'études, laboratoires publics...) susceptibles d'être utilisées pour évaluer l'impact écologique de ces anciennes exploitations sur les hydrosystèmes récepteurs. L'analyse préliminaire qu'il présente s'inscrit dans le cadre de l'expertise globale du bilan décennal environnemental confiée à l'IRSN et en particulier son volet relatif à l'impact environnemental des sites à l'échelle du bassin versant du Ritord. Plus largement, il vise à nourrir les réflexions et recommandations du GEP, et plus spécifiquement celles du GT 2 dédié aux impacts environnemental et sanitaire.

Le domaine de la présente expertise est celui de l'impact potentiel sur les écosystèmes aquatiques (cours d'eau, retenues, lacs...) de la Haute Vienne des rejets liquides de toutes natures attribuables aux sites miniers gérés par AREVA (Etablissement de Bessines). Conformément à la saisine du DEI/SARG (note interne DEI/SARG/2006-328 du 16/08/06), l'analyse est composée des parties suivantes :

- une analyse approfondie du rapport de SENES Consultants (SENES 2005) concernant les effets potentiels sur le gardon et autres espèces de poissons du lac de St-Pardoux en lien avec leur exposition aux radionucléides ;
- un bref examen critique des données fournies par AREVA dans le bilan décennal environnemental de l'établissement de Bessines pour la période 1994-2003 (AREVA 2004) ;
- une proposition d'études complémentaires pour l'évaluation du risque écologique associé aux rejets de substances radioactives d'une part et de métaux d'autre part, en liaison avec la gestion passée et actuelle des sites miniers. Cette proposition comprend une première phase visant à utiliser les données historiques pour justifier le choix d'un nombre limité d'écosystèmes les plus exposés pour lesquels, en deuxième phase, une évaluation détaillée du risque pourrait être conduite. Elle fournit les premiers éléments de base relatifs à la mise en place d'un plan de suivi écologique et/ou la conduite d'essais d'écotoxicité en laboratoire ou *in situ* dans le cas où l'analyse des effets serait à préciser.

2 PRATIQUES EUROPEENNES EN MATIERE DE METHODE D'EVALUATION DE L'IMPACT ET DU RISQUE ECOLOGIQUE

En Europe, la méthode traditionnelle pour la démonstration de l'occurrence d'un risque avéré pour l'environnement en liaison avec le rejet ou la présence d'un polluant dans un écosystème donné, est basée sur quatre composantes : (1) l'identification des dangers par un inventaire quantitatif des substances présentes dans les rejets en fonction des modalités d'émission; (2) l'analyse des effets par un examen critique des relations dose (concentration) - effet associées à chaque substance avec détermination des concentrations prévues sans effet (PNEC, Predicted No Effect Concentration) ; (3) l'analyse des voies d'exposition par le calcul ou la mesure des concentrations auxquelles un compartiment de l'écosystème est ou peut être exposé (PEC, Predicted

Environmental Concentration) ; (4) la caractérisation du risque, calculé par exemple pour sa plus simple expression par le rapport PEC/PNEC (EC 2003). Jusqu'à récemment, cette méthode couramment utilisée pour les substances chimiques « conventionnelles », n'a jamais été appliquée aux substances radioactives, ces dernières n'étant mentionnées explicitement dans aucun des documents officiels relatifs aux substances chimiques (e.g. le guide technique européen ou Technical Guidance Document (EC, 2003), la Directive Cadre sur l'Eau). Face à cette lacune, les développements en cours de finalisation dans le cadre du projet ERICA (6^{ème} PCRD du domaine EURATOM -2004-2007) vont permettre à l'échéance de février 2007 la mise en place, à l'échelle européenne, d'une méthode d'évaluation du risque écologique adaptée aux radionucléides. Cette méthode dite graduée est représentée schématiquement sur la Figure 1. Elle est applicable en évaluation prospective ou rétrospective à différentes échelles de temps et d'espace. Ces développements européens ont été motivés par l'évolution de la radioprotection de l'environnement au plan international comme en témoignent les travaux et groupes de travail récemment mis en place dans le cadre de la CIPR, l'AIEA ou l'UNSCEAR (IRSN 2006).

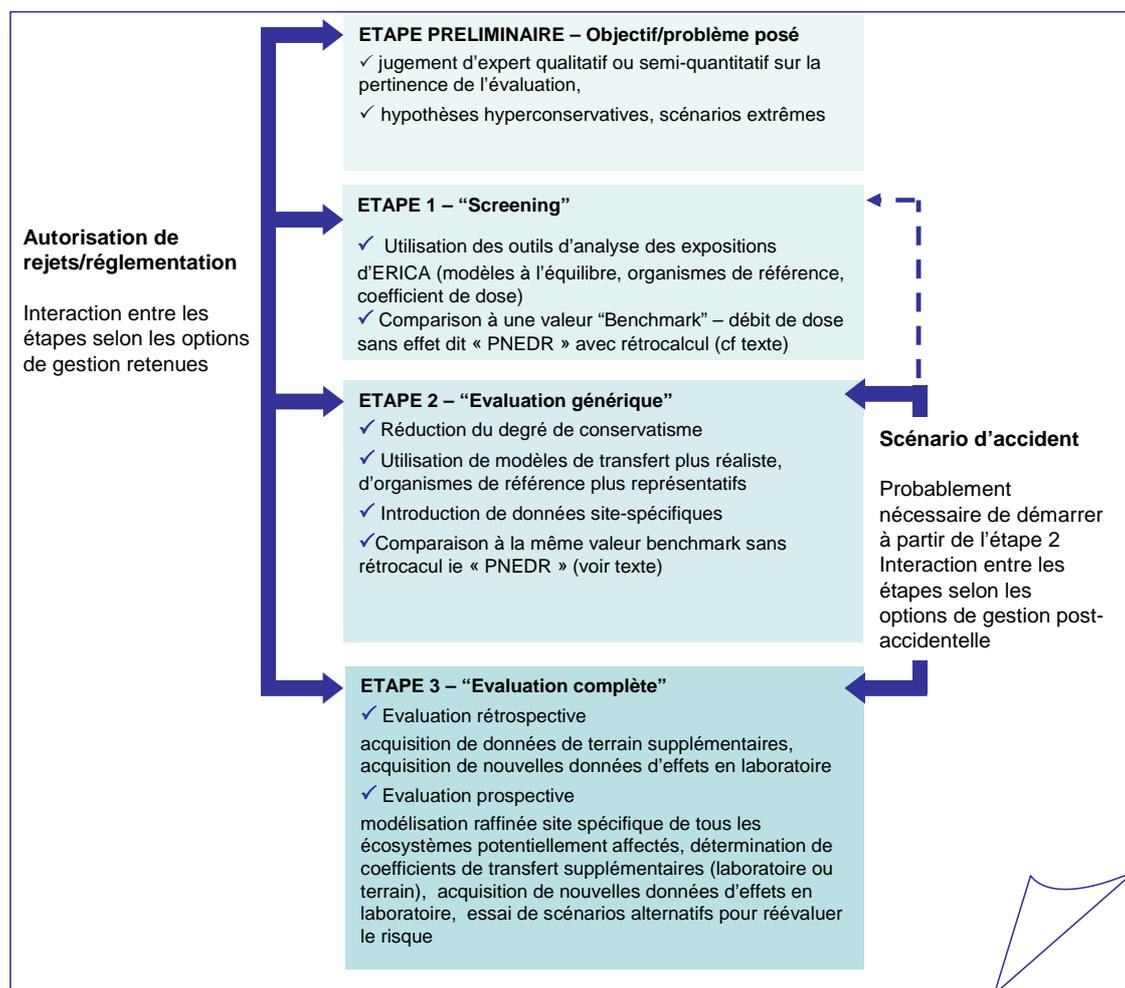


Figure 1 : Méthode graduée d'évaluation du risque radiologique pour l'environnement développée dans le cadre d'ERICA et en cours d'implémentation à l'IRSN/DEI/SECRE, adaptée de (ERICA 2005b).

L'IRSN/DEI/SECRE, partie prenante dans chacun de ces groupes de travail et dans le projet ERICA, est actuellement en train d'implémenter cette méthode. En particulier, plusieurs outils sont déjà développés ou en cours d'achèvement : EDEN pour le support au calcul dosimétrique nécessaire lors de l'analyse de l'exposition des organismes vivants aux radionucléides (Beaugelin-Seiller et al. 2006) ; la base de données FRED exploitée par

l'IRSN pour produire des relations dose-effet utiles à l'estimation de données d'écotoxicité critique pour les radionucléides (ERICA 2006; Garnier-Laplace et al. sous presse), une application logicielle simple pour résoudre les calculs associés à l'étape de screening (Beaugelin-Seiller et Garnier-Laplace 2006). Ce dernier point est basé sur le choix d'organismes de référence représentatifs des espèces couramment rencontrées au sein des écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins, et qui permettent de cadrer les calculs dosimétriques.

La démarche peut être exposée comme suit : après avoir situé le problème posé et les objectifs de l'évaluation (étape préliminaire), l'étape 1 correspond à un exercice de screening où chaque couple (radionucléide, composante de l'écosystème) est passé en revue pour calculer l'indice de risque associé. L'étape 2 mise en oeuvre si un risque est mis en évidence lors de l'étape 1, est une évaluation générique identique à la première, mais avec un raffinement pour l'analyse des expositions. Ces deux étapes utilisent la notion de Predicted No-Effect Dose Rate (PNEDR, équivalente à la PNEC employée pour les substances chimiques (EC 2003)). Cette valeur est exprimée en Gy ou en Gy par unité de temps et est dérivée des connaissances sur les effets des radionucléides sur les organismes non humains. L'étape 1 propose un rétro-calcul à partir de la PNEDR pour chaque radionucléide et chaque organisme de référence pour déterminer les valeurs environnementales limites dans les milieux (eau, sol, sédiment). Pour un radionucléide donné, cette valeur (une par milieu) correspond au minimum obtenu parmi les résultats de rétro-calculs réalisés pour l'ensemble des organismes. Ces valeurs limites sont comparées aux concentrations maximales mesurées (ou prédites) dans les milieux correspondants. Pour l'étape 2, la PNEDR est utilisée directement et comparée aux débits de dose calculés pour le jeu d'organismes de référence. Dans les deux cas, l'indice de risque est calculé selon la méthode du ratio. L'étape 3 propose d'utiliser des données site spécifiques et des méthodes probabilistes pour calculer le risque (ERICA 2005c; ERICA 2005a). Elle correspond à une évaluation du risque détaillée.

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

3 ETUDE DE SENES CONSULTANT

Dans son étude, SENES Consultant pose clairement la formulation du problème : existe-t-il un effet dont la cause serait les anciennes activités minières, sur la santé des populations piscicoles du lac de Saint-Pardoux ? Les aspects de toxicité sont examinés sur le plan radiologique pour les radionucléides de la famille de l'uranium-238 et sur le plan chimique pour l'uranium en tant que métal lourd. La méthode appliquée n'est pas une méthode d'évaluation du risque aux écosystèmes graduée. Selon l'objectif annoncé de l'étude, une évaluation du risque de type détaillée, spécifique au site étudié et à son historique d'exposition, est attendue. L'évaluation proposée se limite à une analyse d'impact, décrite ci-dessous.

Description de la méthode utilisée par SENES :

Pour les aspects radiologiques, SENES Consultant a choisi de conduire une analyse d'exposition des populations de quelques espèces de poissons pour balayer les différents modes de vie et donc d'exposition des espèces piscicoles de l'écosystème lacustre (gardon, chevine, perche, poisson-chat, sandre, ablette, black-bass). Pour chaque espèce, les débits de dose auxquels les individus sont potentiellement exposés sont calculés en prenant en compte toutes les voies possibles (eau, sédiment, alimentation). Ces valeurs sont ensuite comparées à la valeur guide dite sans effets issue des revues critiques des connaissances en matières d'effets liés à des expositions aiguë ou chronique aux rayonnements ionisants (IAEA 1992; UNSCEAR 1996). Seules deux années sont retenues par SENES : 1990 et 2001, encadrant la vidange du lac en 1998. Pour les concentrations de l'eau, les valeurs de base retenues pour les calculs sont les moyennes annuelles de 2001 (sans avoir le nombre des mesures réalisées, seule la période de prélèvement est indiquée - de février à juin) à la station du Ritord (RIT) juste avant le rejet dans le lac de Saint-Pardoux, ainsi qu'à proximité de l'anse du Moulin de Chabannes dans le lac (ST PAR O). Sur cette base, les concentrations de l'eau en 1990 sont calculées pour la station ST PAR O à partir d'hypothèses de conservation du ratio entre stations d'une part, et entre fractions dissoute et particulaire d'autre part. Pour les concentrations dans les sédiments de surface, les données d'entrée pour 1990 sont estimées à partir de celles mesurées en 1998 dans le lac de Saint-Pardoux, complétées pour 2001 par les mesures effectuées cette année-là. Pour les poissons, les résultats d'une campagne de mesures réalisées en 1998 ont conduit à la détermination de facteurs de concentrations eau-poisson, qui ont ensuite été appliqués aux concentrations de l'eau de 1990 et 2001 afin de générer les concentrations en radionucléides correspondantes des poissons.

Pour les aspects relatifs à l'écotoxicité chimique potentielle des rejets, seul le cas de l'uranium est examiné. L'étude est réalisée selon la méthode canadienne par comparaison directe de la concentration pondérale de l'uranium mesurée ou calculée dans l'eau avec la concentration conduisant à 25 % d'effet de catégorie sublétales (*e.g.* croissance, reproduction) lors d'exposition chronique d'une espèce donnée en laboratoire. Si seules des données d'écotoxicité aiguë sont disponibles, telle que la concentration engendrant 50 % de mortalité des effectifs pour la population exposée pendant 96 heures, alors un facteur d'extrapolation de 10 est appliqué à cette CL50 pour obtenir la valeur benchmark de référence. C'est ce dernier cas qui a été retenu par SENES après examen de la littérature.

Pour les deux aspects, les résultats obtenus par SENES Consultant et les conclusions associées sont discutés plus loin (cf « Avis sur les conclusions de l'étude SENES » page 9).

Principales critiques générales :

Pour les aspects radiologiques et chimiques, l'étude conduite par SENES Consultant doit répondre à un objectif spécifique au site étudié : en ce sens, elle correspond clairement à une évaluation détaillée (Étape 3 d'une méthode graduée d'évaluation du risque). Ceci devrait donc imposer une utilisation approfondie des données historiques de toutes origines, une définition du domaine spatial et temporel d'intérêt en lien avec le terme source et son historique, une présentation du modèle conceptuel entre la(es) sources et les cibles la plus précise possible. Ces points ne sont pas abordés dans l'étude SENES, qui se limite à une étude sur deux années dont le choix n'est pas clairement argumenté, sur un domaine spatial limité à une station. Enfin, le modèle conceptuel d'exposition, qui constitue la base de toute évaluation, n'est pas présenté par SENES. Un calcul d'incertitude serait également à associer pour l'analyse des expositions, l'analyse des effets et le calcul du risque. Le plus souvent, l'étape 3 d'une évaluation du risque est abordée selon des techniques probabilistes, ce qui n'est pas le cas ici. Enfin, l'interprétation des résultats obtenus doit être complétée par l'interprétation des données issues de suivis écologiques appropriés. Selon les sources citées dans le document SENES (Chapitre 3 intitulé « Biologie »), il semblerait que des informations de ce type existent, au moins pour les années 1987, 1991, 1996 et 1998. SENES Consultant n'en fait qu'un très court résumé, fournissant essentiellement des informations de nature qualitative. (e.g. aucun indice type pouvant quantifier les peuplements piscicoles et leur habitat n'est fourni). En règle générale, en cas d'absence de ce type de données, un plan de suivi hydrobiologique doit être proposé et mis en œuvre. Si l'interprétation de l'évaluation détaillée conduit à conclure à l'existence d'un risque potentiel pour l'objet de protection étudié, des tests de toxicité chronique en laboratoire sur les effluents ou *in situ* peuvent également permettre d'apporter des éléments d'information pour raffiner l'analyse des effets. Ces deux aspects (indices de qualité biologique des hydrosystèmes et étude d'écotoxicité spécifique au site et/ou aux effluents rejetés) sont développés dans le paragraphe relatif aux propositions d'études complémentaires.

Principales critiques spécifiques :

Pour les aspects radiologiques, la principale critique à émettre sur l'approche mise en œuvre réside dans les choix et hypothèses retenues sans justification autre que la disponibilité des données d'entrée. Ceci se concrétise par une étude limitée à deux années seulement à partir de valeurs moyennes annuelles (sans détails fournis sur le nombre de mesures) et de calculs produits sur la base de nombreuses hypothèses, dont la justification est souvent insuffisante.

Les données historiques sont très peu utilisées, la justification sous-jacente étant de disposer de données indépendantes de celles acquises par l'exploitant. Ceci impose de travailler à partir d'une approche mixte mesures/calculs pour générer un jeu adéquat de données d'entrée. Ni la précision, ni la gamme de variation des données d'expositions ne sont exploitées. L'évaluation, souhaitée *a priori* détaillée selon l'objectif tel que formulé, se limite finalement à une analyse ponctuelle dans le temps (deux années, une valeur par année) et dans l'espace (une station, ST PAR O).

Les données de mesure exploitées (eau, sédiments, poissons) concernent trois radionucléides de la famille de l'U-238 (U-238, Ra-226, Pb-210) ; sur la base d'hypothèses d'équilibre père-fils et en prenant en compte les périodes physiques de décroissance, les concentrations des autres produits de la chaîne de l'U-238 sont

calculés. Cependant, l'U-235, même avec une concentration dans l'eau très faible, et plus particulièrement certains de ses fils présentant un facteur de concentration à l'équilibre eau-poisson élevé (Ra-223, Po-215 et Po-211), peuvent aussi contribuer significativement à la dose interne alpha. Un calcul détaillé devrait le prendre en compte.

Aucune donnée concernant une zone de référence hors influence des activités minières (e.g. étang de Gouillet) n'est exploitée, ni à titre de comparaison, ni pour appliquer une approche de type risque « ajouté » parfaitement adaptée pour les stressés d'origine naturelle tels ceux issus d'activités minières. Cette analyse comparée (zone de référence-zone sous influence) doit être effectuée tant pour l'analyse des expositions que pour l'analyse des effets, notamment dans le cadre d'un suivi écologique.

L'évaluation de l'impact est réalisée par comparaison avec une valeur guide générique pour la faune aquatique en général alors que l'objet de la protection est défini beaucoup plus précisément et demanderait donc un critère spécifique à la problématique.

Lors d'une évaluation du risque par la méthode graduée, il est recommandé à l'évaluateur de procéder directement à une évaluation du risque détaillée dès l'instant où l'objet de la protection est décrit de manière spécifique pour un écosystème donné (lac de Saint-Pardoux), une communauté donnée (communauté piscicole), voire une fonction particulière comme la reproduction. Le traitement statistique des données d'effets des substances radioactives sur la reproduction chez les espèces non-humaines a permis d'estimer une valeur de débit de dose chronique dite sans effet par irradiation externe gamma. Pour les poissons, cette valeur égale à 22 µGy/h (intervalle de confiance à 95 % étendu de 4,6 à 170 µGy/h) pourrait être utilisée afin d'examiner la possibilité d'occurrence d'un effet direct sur la reproduction des poissons dans le cadre de cette étude (ERICA 2006). Les effets indirects, liés à des dommages sur l'habitat et/ou les ressources trophiques, devraient être envisagés. Dans ce cas, la synthèse et l'exploitation statistique des données publiées par Garnier-Laplace et al. (sous presse) recommandent d'utiliser la valeur de 10 µGy/h en approche de screening pour les écosystèmes d'eau douce. La comparaison directe entre les valeurs calculées par SENES et ces valeurs sans effet est délicate sachant que : la première fait référence à un débit de dose total (bruit de fond naturel et incrément de débit de dose lié aux rejets miniers) ; et la seconde correspond à un débit de dose ajouté au bruit de fond. Une analyse des expositions des peuplements piscicoles pour une zone écologiquement similaire à celle du lac de Saint-Pardoux mais située hors influence est en ce sens indispensable.

Pour les aspects chimiques, les critiques relatives au choix des données d'entrée (utilisation pauvre des données historiques, pas de station de référence) formulées pour les aspects radiologiques sont également valables. S'y ajoutent celle de l'utilisation de la méthode canadienne pour déterminer les valeurs sans effet. Cette dernière fait référence à des données d'écotoxicité critique et des règles d'extrapolation différentes de celles préconisées pour la méthode européenne (EC₂₅ vs. EC₁₀ ou NOEC ; facteur d'extrapolation aigu/chronique et inter-espèce de 10 vs. 100). La recherche bibliographique n'est pas exhaustive pour les données d'écotoxicité aiguë et aucune référence en matière de données d'écotoxicité chronique pour les poissons n'est utilisée.

Par ailleurs, l'examen d'un effet potentiel direct sur une communauté donnée doit être complété par celui de la possibilité d'occurrence d'un effet indirect sur ses ressources trophiques (e.g. producteurs primaires et invertébrés). Une revue de synthèse complète, en cours de publication, vient de s'achever au SECRE sur les données d'écotoxicité aiguë et chronique de l'uranium au sein des écosystèmes d'eau douce. L'application

d'analyse statistique de la sensibilité des espèces regroupées en trois niveaux trophiques (producteurs primaires, invertébrés et vertébrés) a permis d'estimer la concentration protégeant 95 % des espèces constituant un écosystème d'eau douce dans un contexte d'exposition aigu et chronique. Les résultats sont rassemblés dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Distributions de la sensibilité des espèces d'eau douce à la toxicité aigu ou chronique de l'uranium. Les lois appliquées sont log normales (Analyse de type Species Sensitivity Distribution).

Type d'exposition	Nombre de données	Nombre d'espèces	Concentration protégeant 95% des espèces	Intervalle de confiance 95%
Aigu	101	28	158 µg/L	73 - 349 µg/L
Chronique	29	8	3,2 µg/L	0,57 - 23 µg/L

Là encore, la comparaison directe entre les valeurs calculées par SENES et ces valeurs sans effet est délicate sachant que : la première fait référence à une concentration totale en uranium (bruit de fond naturel et apports liés aux rejets miniers) ; et la seconde correspond à une concentration ajoutée au bruit de fond. Une analyse des expositions des peuplements piscicoles pour une zone écologiquement similaire à celle du lac de Saint-Pardoux mais située hors influence est indispensable.

Avis sur les conclusions de l'étude SENES :

Pour les aspects radiologiques, les débits de dose les plus élevés estimés par SENES sont ceux relatifs au chevaine, avec 12,5 et 1,2 µGy/h pour 1990 et 2001 respectivement. En gardant en mémoire les réserves émises plus haut relative à la nécessité de quantifier l'incrément liés aux rejets par rapport au bruit de fond, le débit de dose maximal calculé par SENES est du même ordre de grandeur que les valeurs de référence sans effet présentées plus haut (22 et 10 µGy/h suivant la nature des effets) : si la conclusion de SENES quant à l'absence d'effet sur la reproduction des peuplements piscicoles demeure acceptable pour les effets directs, elle peut ne plus l'être selon la valeur du bruit de fond, pour les effets indirects potentiels, à savoir sur les habitats et les ressources trophiques. Deux points d'amélioration sont indispensables pour la démonstration : la prise en compte de la variabilité et de l'incertitude pour l'analyse de l'exposition et une analyse comparée entre zone de référence et zone sous influence.

Pour les aspects chimiques, les concentration en uranium total de l'eau du lac de Saint-Pardoux calculées par SENES, soient 89 et 6 µg/L pour 1990 et 2001 respectivement, sont toutes deux supérieures à la valeur protégeant 95 % des espèces lors d'une exposition chronique présentée plus haut (Tableau 1). Cette remarque devrait donc inciter à conduire une analyse détaillée correcte de l'exposition avec l'impérative nécessité de disposer d'un site de référence pour une estimation correcte du bruit de fond naturel, et de considérer la biodisponibilité de l'uranium spécifiquement pour les conditions physico-chimiques du site.

4 BREF EXAMEN DU BILAN DECENNAL D'AREVA ET PROPOSITION D'ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES

Contenu du bilan décennal d'AREVA :

Ce document fait le bilan des données historiques acquises de 1994 à 2003 dans l'environnement des sites miniers d'uranium en Haute-Vienne par Areva (AREVA 2004). L'objectif d'AREVA s'inscrit clairement dans une stratégie de surveillance sanitaire. Globalement, l'interprétation d'AREVA quant à l'impact environnemental lié aux rejets liquides de toutes natures est limitée à l'analyse des données de concentration dans certaines des composantes des écosystèmes aquatiques récepteurs (eau, sédiment, végétaux). Ce type de surveillance correspond à une surveillance des expositions, adaptée pour évaluer le marquage de l'environnement. Par contre, elle ne permet pas d'évaluer un éventuel effet des radionucléides sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Les techniques permettant de détecter de tels effets constituent la surveillance écologique (ou surveillance des effets). Cette dernière, combinée à la surveillance radiologique (surveillance des expositions), permet d'établir le cas échéant une relation de causalité entre les éventuels effets observés et l'exposition. Surveillance radiologique et surveillance écologique constituent ainsi les bases d'une surveillance environnementale dont l'objectif est d'évaluer le risque à l'environnement.

Un certain nombre de données collectées dans le cadre de cette surveillance des expositions répond aux deux objectifs d'évaluation du risque sanitaire d'une part et aux écosystèmes d'autre part. Pour les écosystèmes aquatiques, il est essentiel d'accompagner le suivi de la qualité physico-chimiques - incluant la mesure des concentrations des substances radioactives ou non rejetées - des eaux, sédiments et compartiments biotiques par la mise en place d'un plan de surveillance écologique. Rien ne figure concernant cet aspect dans le document consulté.

Utilisation des données historiques pour réaliser une étape de screening sur tous les écosystèmes sous influence :

Pour les substances radioactives ou non potentiellement rejetées par les activités minières passées et actuelles, les séries chronologiques à pas de temps annuel des données issues du suivi de qualité des eaux et des sédiments le cas échéant (physico-chimie et radioactivité) pourraient être utilisées en première approche pour réaliser un screening de tous les écosystèmes potentiellement sous influence (figure 1 - étape 1), afin de prioriser les sites demandant une évaluation de risque détaillée (figure 1- étapes 2 et 3). Ce screening peut s'effectuer selon la méthode des risques ajoutés produite par le RIVM (RIVM 2001), c'est-à-dire en prenant en compte les conditions d'exposition naturelle à partir de données obtenues pour des écosystèmes de référence (hors influence) -pour plus d'informations, se reporter à (IRSN 2006).

Réalisation d'une évaluation détaillée pour les écosystèmes sélectionnés lors du screening :

Pour chacun des écosystèmes caractérisés par un indice de risque supérieur à 1 lors du screening pour les aspects radiologique et/ou chimique, une étude détaillée devrait ensuite être entreprise comme suit :

- (1) Établissement d'un modèle conceptuel décrivant les liens entre la(es) source(s) d'émission et les différents récepteurs écologiques pour les principaux niveaux d'organisation (écosystème, communauté, population, individu) ; établissement des correspondances entre les récepteurs écologiques à protéger et les moyens qu'il est possible de mettre en œuvre dans le cadre d'un suivi écologique pour appréhender les effets sur ces récepteurs (indice de biodiversité d'une communauté de poissons par exemple) ;
- (2) Quantification des voies d'exposition retenues au sein du modèle conceptuel pour les substances d'intérêt (radionucléides et substances chimiques) en prenant en compte la biodisponibilité le cas échéant et en distinguant si possible les voies d'exposition directes et trophiques ; l'hypothèse d'équilibre peut être retenue en première approche ;
- (3) Quantification des relations dose-effet pour les substances d'intérêt avec une analyse critique des données d'écotoxicité et des limites associées à leur qualité, à leur nombre ainsi qu'à la modélisation adoptée ; des développements particuliers en laboratoire ou *in situ* peuvent être nécessaires pour garantir l'utilisation de données d'écotoxicité critiques (i.e. NOEC, LOEC, EC10, EC50) adaptées au cas d'étude ;
- (5) Caractérisation du risque écologique de manière probabiliste à partir de l'analyse des expositions et des effets ;
- (6) Interprétation de l'évaluation du risque assortie, si ce dernier est avéré, de i) la révision de la stratégie de suivi écologique ou de sa mise en place si ce dernier est inexistant; ii) la proposition et la réalisation de tests visant à l'établissement de relations dose-effet complémentaires spécifiques du site et/ou de l'effluent.

Stratégie de surveillance écologique : éléments de base

Plus précisément en ce qui concerne la surveillance écologique, son objectif est de détecter *in situ* les effets des polluants au niveau des populations, des communautés et des écosystèmes. La stratégie à mettre en œuvre pour élaborer un système de surveillance écologique n'est en aucun cas « stresser-spécifique » et est donc indépendante des caractéristiques des polluants. En cas d'apparition d'effets à un niveau quelconque d'organisation biologique, toute la difficulté consiste à établir une relation univoque entre la présence d'un polluant/stresseur dans le milieu et les effets observés. La présence simultanée de multiples stressors, anthropiques ou non, rend cette analyse particulièrement difficile.

La démarche d'analyse biologique des hydrosystèmes de surface (cours d'eau, lacs, étang...) est complémentaire à leur étude physico-chimique. Si cette dernière consiste à identifier la nature des substances polluantes et à en mesurer les teneurs, l'analyse biologique permet d'évaluer les impacts de ces substances sur les communautés animales et végétales en présence. Pour cela, trois indices biologiques sont couramment utilisés, en particulier pour la caractérisation de l'état écologique des masses d'eau dans le cadre de la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau qui vise le bon état écologique des rivières et lacs :

- L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) permet d'évaluer la qualité biologique générale en un point de surveillance à partir de l'analyse de la composition des peuplements d'invertébrés benthiques (*e.g.* larves d'insectes, mollusques, vers, etc.). Intégrant la sensibilité des groupes d'organismes et leur biodiversité, il mesure à la fois la qualité de l'eau (notamment vis-à-vis des matières organiques) et la qualité du milieu (qualité et diversité des habitats). Appliquée comparativement, par exemple en amont et en aval d'un rejet, cette méthode fournit une évaluation de l'incidence locale d'une perturbation sur le milieu récepteur. Cet indice est normalisé

sous le nom d'IBGN (norme AFNOR NF T 90-350, décembre 1992). Toutefois, cette norme est applicable aux cours d'eau dont la profondeur n'excède pas 1 m sur la majorité du lit mouillé. Une version adaptée aux cours d'eau plus importants existe : l'IBGA ou IBG (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1997), Indice biologique global adapté aux grands cours d'eau et aux rivières profondes (I.B.G.A.) - protocole expérimental. 44 p).

- L'Indice Biologique des Diatomées (IBD) est établi selon la présence de diatomées, organismes particulièrement sensibles aux variations environnementales et notamment aux pollutions organiques, nutritives (azote, phosphore), salines, acides ou thermiques. Rendant essentiellement compte de la qualité de l'eau, cet indice diatomées apparaît complémentaire de l'IBG. L'IBD est aujourd'hui normalisé (norme AFNOR NF T 90-354, juin 2000).

- L'Indice «Poisson», mis en place en 2000 sur la base des travaux du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, du Conseil Supérieur de la Pêche et des Agences de l'eau, tient à la fois compte de la diversité, de la densité et des caractéristiques écologiques des différentes espèces qui composent un peuplement piscicole en comparaison à celles d'un peuplement théorique.

La mesure et l'interprétation de ces indices sont effectuées selon des protocoles de mesure rigoureux, à intervalles réguliers (une à quelques fois par an), en prenant en compte le cycle de vie des espèces sur l'année.

En conclusion, l'évaluation de l'impact écologique des activités minières telle qu'elle est présentée dans les différents documents analysés ne constitue qu'une première approche et peut être améliorée afin d'apporter une conclusion sûre au regard des données disponibles. L'état de développement et de diffusion des outils méthodologiques au moment de la rédaction du BDE en 2003 explique largement le degré de prise en compte de ces aspects par AREVA NC dans les documents analysés. Compte-tenu de la généralisation actuelle des méthodes, du niveau croissant d'exigence au plan réglementaire mais également de la demande sociétale auxquelles est associé le sujet dans la Haute-Vienne, un effort significatif s'avère par contre aujourd'hui indispensable.

5 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

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

Beaugelin-Seiller, K., F. Jasserand, J. Garnier-Laplace et J. C. Gariel (2006). Modelling radiological dose in non-human species: principles, computerization and application. *Health Physics* 90(5): 485-493.

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

EC (2003). *Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II.* Luxembourg, Office for Official Publication of the European Communities.

ERICA (2005a). (Adam, C., Agüero, A., Björk, M., Coplestone, D., Jarowska, A., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, C.M., Oughton D., Pérez Sánchez, D., Salbu, B., Wilkinson, H.). *Overview of Ecological Risk*

Characterization Methodology. Deliverable 4b, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Björk, M. & Gilek, M. (Eds).

ERICA (2005b). (Agüero, A., Björk, M., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, C.M., Oughton D.) *Ecological risk Characterisation: An interim method for the ERICA Integrated Approach. Deliverable 4a*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Copplestone, D., Björk, M. & Gilek, M. (Eds). p.

ERICA (2005c). (Agüero, A., Björk, M., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, C.M., Oughton D.). *Ecological risk Characterisation: An interim method for the ERICA Integrated Approach. Deliverable 4a*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Copplestone, D., Björk, M. & Gilek, M. (Eds).

ERICA (2006). (Agüero, A., Alonzo, F., Copplestone, D., Jarowska, A., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, C.M., Oughton D.). *Derivation of Predicted No-effect Dose rates values for ecosystems and their sub-organisational level exposed to radioactive substances. Deliverable D5*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Garnier-Laplace J. & Gilbin R. (Eds).

ERICA, A. (Agüero, M. Björk, D. Copplestone, J. Garnier-Laplace, M. Gilek, C. M. Larsson et O. D.) (2005). *Ecological risk Characterisation: An interim method for the ERICA Integrated Approach. Deliverable 4a*, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Copplestone, D., Björk, M. & Gilek, M. (Eds). p.

FASSET (2004). *Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European ecosystems. Deliverable 6*, Euratom, Contract N°FIGE-CT-2000-00102, EC 5th Framework Programme, Larsson CM (Eds).

Garnier-Laplace, J., C. Della-Vedova, D. Copplestone, R. Gilbin, C. Della-Vedova et P. Ciffroy (sous presse). First application of Species Sensitivity Distributions to derive no-effect values for freshwater and terrestrial ecosystems exposed to radioactive substances. *Environmental Science and Technology*.

IAEA (1992). *Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. IAEA-TECDOC-332*. Vienna, Austria, IAEA.

IRSN (2006). *Radioprotection de l'environnement: synthèse et perspectives. rapport IRSN 2005-56-Fr*. Clamart: 128 p.

RIVM (2001). *Guidance document on deriving environmental risk limits*, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM, 601501012.

SENES (2005). *Effet des concentrations de radioactivité dans le lac de Saint Pardoux sur le gardon et d'autres espèces piscicoles*, SENES Consultants Limited, Ontario (US), étude pour le compte de COGEMA, France: 47 p.

UNSCEAR (1996). *Sources and effects of ionizing radiation.A/AC.82/R.549*. Report to the general assembly with scientific annex, United Nations, Vienna.