	Fiche GT1-3
	Réflexions sur l'efficacité du traitement des eaux sur la base des données disponibles à Augères - Perspectives d'évolution et recommandations

1. Introduction

Les eaux issues des sites miniers réaménagés présentent généralement des caractéristiques chimiques spécifiques telles qu'un pH légèrement acide à neutre (6,5 à 7,5 pour les eaux d'émergence des travaux miniers), des teneurs en calcium (Ca), magnésium (Mg) et sulfates (SO_4) et une activité en uranium (U) et radium (Ra) supérieures à celles des eaux de surface. La résurgence de ces eaux constitue donc potentiellement une source de contamination pour l'environnement. En application de la réglementation, l'exploitant a donc aménagé des exutoires afin d'y exercer une surveillance et si nécessaire des traitements - dans des stations aménagées à cet effet - visant à restituer à l'environnement une eau dont les caractéristiques sont conformes aux exigences réglementaires. Certains aménagements ont été réalisés de manière à concentrer en un point unique des eaux issues de secteurs miniers différents voire de bassins versants différents. Ainsi, certains exutoires présentent des débits moyens relativement élevés (10 à $150 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) conduisant à des flux de contaminants importants et susceptibles d'engendrer des marquages dans l'environnement. Ces marquages correspondent notamment à l'accumulation de radionucléides dans les sédiments en particulier ceux des plans d'eau. La réduction des marquages dans l'environnement peut donc passer, entre autres actions, par l'optimisation du fonctionnement des stations de traitement des eaux de résurgence des mines de manière à réduire le flux de radionucléides émis.

Le présent document constitue une synthèse relative au traitement des eaux minières. La première partie est consacrée au rappel de la réglementation encadrant le traitement des eaux minières, des choix techniques opérés par l'exploitant et des récentes évolutions techniques.

La deuxième partie correspond à l'étude réalisée, suite aux recommandations de l'IRSN et du GEP, au niveau de la station de traitement des eaux d'Augères. Ce travail visait à déterminer sous quelle forme physique les radionucléides sont rejetés dans l'environnement. Il a été conduit par le CREGU entre 2006 et 2007 en complément d'une étude similaire réalisée en 2001. Il a, non seulement permis de répondre à cette question mais également d'évaluer l'efficacité des dernières modifications du procédé de traitement au niveau de la station d'Augères en termes d'amélioration de la qualité radiologique des rejets. En complément, les résultats du suivi de la qualité des sédiments du lac de Saint Pardoux ont été utilisés de manière à juger de l'efficacité du traitement et de ses modifications en termes de réduction des marquages.

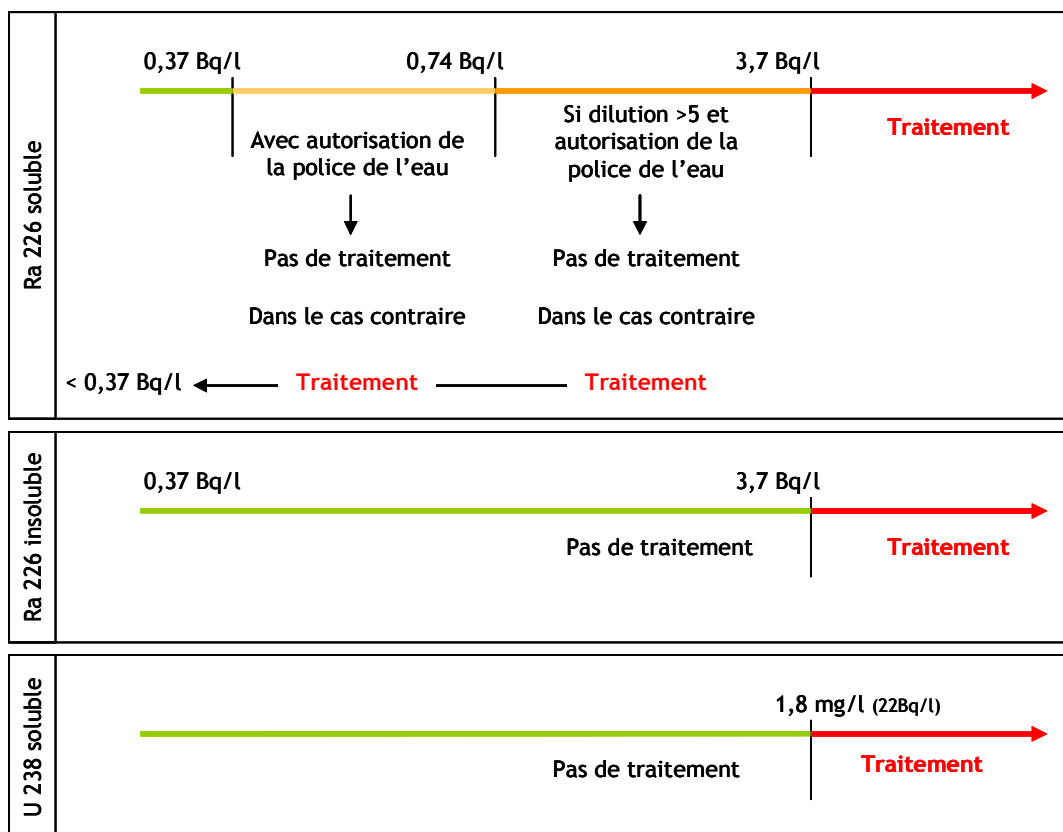
La dernière partie du document correspond à une synthèse des techniques de traitement des eaux minières considérées par le GEP.

2. Cadre réglementaire et approche technique appliquée jusqu'en 2006

2.1. Rappel de la réglementation relative au traitement des eaux minières

La réglementation française en matière de traitement des eaux issues des sites miniers uranifères repose sur les prescriptions du Règlement général des industries extractives¹ (RGIE) qui précise dans quelles conditions ces eaux peuvent être rejetées dans l'environnement (figure 1). Ce règlement indique que « toutes les eaux de l'exploitation y compris les eaux de ruissellement doivent être captées en vue d'une surveillance et d'un traitement éventuel ». Les critères d'autorisation de rejet portent sur l'activité volumique du radium 226 soluble et insoluble et sur la masse d'uranium 238 soluble. Afin de pouvoir comparer les données d'uranium et de radium dans les eaux, les résultats d'analyses pondérales d'uranium ont été transposés en activité selon la relation suivante : 1 mg d'uranium = 12,4 Bq d'uranium 238. Cette correspondance repose sur l'hypothèse d'équilibre entre les isotopes 234 et 238 de l'uranium qui, compte tenu de la différence de période entre les deux isotopes, conduit à négliger dans l'analyse *pondérale*² la contribution de l'uranium 234. La réglementation étant basée sur l'uranium 238 et les mesures dans les sédiments étant des analyses de l'isotope 238 de l'uranium, c'est cet indicateur qui est retenu dans la suite. A titre informatif, les seuils d'autorisation de rejet de référence sont rappelés dans la figure 1.

Figure 1 : Cadre général des autorisations de rejet dans l'environnement



Localement les prescriptions peuvent être plus contraignantes. A titre d'exemples, quelques valeurs sont fournies dans le tableau 1.

¹ Décret 90-222 du 9 mars 1990 complémente le RGIE.

² En effet sous cette hypothèse d'équilibre, l'uranium 238 représente environ 99,29 % de la masse. On assimile donc 1 mg d'uranium à 1 mg d'uranium 238, et on traduit la masse en radioactivité de l'uranium 238. Il faut toutefois souligner que l'uranium 234, pour une masse 1 000 fois inférieure, présente autant de radioactivité que l'uranium 238. La conversion de mesures de masse d'uranium total en radioactivité d'uranium 238 est utilisée pour sa bonne précision, mais elle conduit à afficher des valeurs de radioactivité en uranium qui ne tiennent compte que de l'uranium 238, et ne représentent ainsi que la moitié environ de la radioactivité totale de l'uranium mesuré.

Tableau 1 : Valeur des autorisations de rejet pour les stations de traitement des eaux minières d'Augères, Bellezane et du site industriel de Bessines

Site	Date	²²⁶ Ra soluble	²²⁶ Ra insoluble	²³⁸ U soluble*	²³⁸ U insoluble
Augères	2006	0,25 Bq.l ⁻¹		0,1 mg.l ⁻¹	
Bellezane	2007	0,25 Bq.l ⁻¹		0,8 mg.l ⁻¹	
Site Industriel Bessines	2008	0,25 Bq.l ⁻¹	2,5 Bq.l ⁻¹	0,8 mg.l ⁻¹	0,8 mg.l ⁻¹

* 1 mg.l⁻¹ ~ 12,4 Bq.l⁻¹

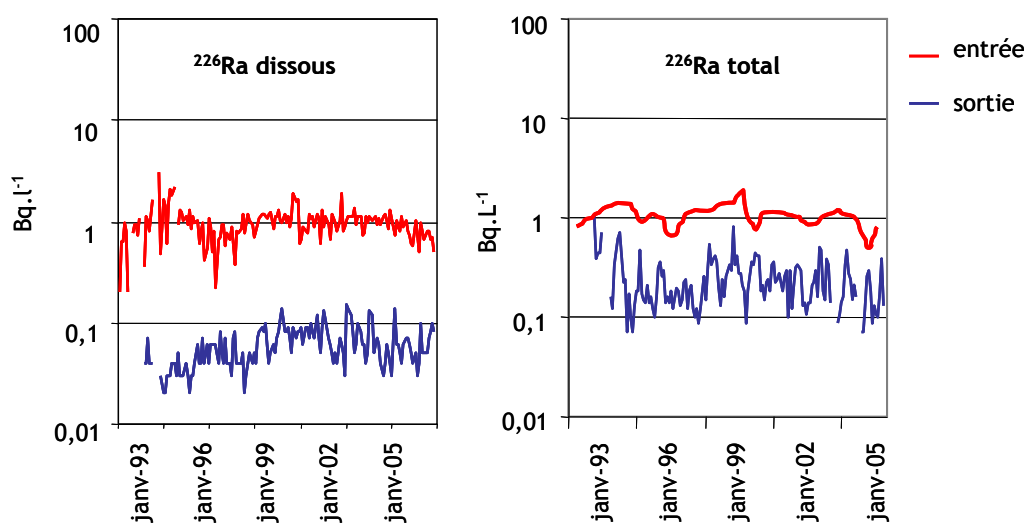
Pour ce qui concerne la zone d'étude couverte par les travaux du GEP - c'est-à-dire les sites inscrits dans le périmètre de la Division minière de la Crouzille - sur la vingtaine d'exutoires miniers identifiés, seuls cinq nécessitent un traitement et cela en raison de leur activité en radium 226 soluble. Par ordre d'importance en termes de flux rejeté (Bq.an⁻¹), on trouve les sites de Bellezane, le site industriel de Bessines et les sites d'Augères, de Silord et du Fraïsse.

2.2. Options techniques appliquées jusqu'en 2006

Les eaux issues des sites de la division minière de la Crouzille doivent être traitées en raison de leur activité en radium 226 soluble. Le traitement développé par l'industriel vise donc prioritairement à réduire la concentration en radium dissous. Le procédé actuellement utilisé consiste en une insolubilisation suivie d'une décantation.

Le radium présente des caractéristiques chimiques proches de celles du baryum notamment la capacité de co-précipiter en présence de sulfates. Le procédé d'insolubilisation du radium repose sur cette propriété. Du chlorure de baryum est ajouté au niveau des stations de traitement des eaux. En présence des sulfates, naturellement présents dans les eaux minières ou ajoutés en complément par sulfate d'alumine en cas de déficit, le baryum précipite sous forme de sulfate de baryum insoluble entraînant le radium. L'alumine du sulfate d'alumine présente également un intérêt pour l'insolubilisation de l'uranium. La figure 2 présente dans sa partie gauche le niveau d'activité du radium soluble en entrée (rouge) et en sortie (bleu) de la station de traitement des eaux d'Augères. Ces données indiquent qu'environ 90 % du radium soluble présent dans les eaux minières en entrée de station est ainsi précipité.

Figure 2 : Activité volumique du ²²⁶Ra soluble et total dans les eaux en entrée (rouge) et en sortie (bleu) de la station de traitement d'Augères [d'après IRSN 2007-001]

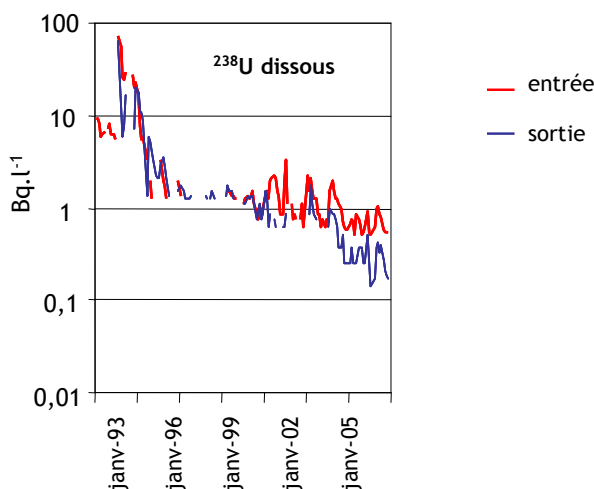


Dans sa partie droite, la figure 2 présente l'activité en ²²⁶Ra total (soluble+insoluble) en entrée et en sortie de la même station de traitement des eaux. Elle permet d'évaluer le rendement total du traitement. Le ²²⁶Ra étant principalement présent sous forme soluble en sortie de mine, la différence

entre les deux graphiques correspond à l'efficacité de la décantation. Cette dernière est favorisée par l'ajout d'un floculant et le transit des eaux dans des bassins de décantation successifs. La nature des floculants utilisés est susceptible de varier d'une station à l'autre ainsi qu'au cours du temps. Sur l'exemple de la station d'Augères, il apparaît que le rendement de décantation n'est pas optimum. En effet la comparaison de l'activité en ^{226}Ra dissous et ^{226}Ra total en sortie de station indique qu'une partie des particules formées par précipitation échappe à la décantation et est restituée au milieu naturel au niveau du rejet. Le rendement global (précipitation et décantation) n'est alors que de l'ordre de 70 % (figure 2).

Concernant l'uranium, le seuil d'autorisation de rejet ($1,8 \text{ mg.l}^{-1}$) correspondait jusque récemment à une activité volumique de l'ordre de 22 Bq.l^{-1} (^{238}U). A l'exception des eaux au niveau des exutoires des sites de Fanay et Bellezane au moment de l'envoyage des infrastructures souterraines dans les années 90, l'activité volumique de l'uranium dans les eaux de résurgence n'a jamais atteint cette valeur. Par conséquent, un abaissement de la teneur en uranium soluble dans les eaux rejetées n'a pas été systématiquement mis en œuvre au niveau des stations de traitement. Parallèlement à l'abaissement des autorisations de rejet, l'exploitant a mis en place un traitement pour l'uranium par ajout d'alumine. Les données présentées par l'exploitant indiquent qu'au niveau de la station d'Augères, une faible proportion de l'uranium est insolubilisée (figure 3) depuis 2004.

Figure 3 : *Activité volumique de l' ^{238}U soluble dans les eaux en entrée (rouge) et en sortie (bleu) de la station de traitement d'Augères. [D'après IRSN 2007-001]*



Les données en uranium total au niveau des rejets n'étant pas disponibles avant 2007, il n'est pas possible de déterminer si la fraction d'uranium ainsi insolubilisée est retenue ou non au niveau des bassins de décantation. Néanmoins sur la base des données disponibles dans la fraction soluble, il est possible de conclure qu'au moins 50 % de l'uranium issu de la mine est rejeté dans l'environnement.

2.3. Marquage environnemental en aval des rejets

A l'issue de l'examen du bilan décennal environnemental d'Areva NC par l'IRSN et le GEP, il est apparu que le respect des autorisations de rejet ne garantissait pas nécessairement l'absence de marquage en aval des installations. En effet, l'analyse des eaux de surface montre que les rejets induisent, de manière quasi systématique, une augmentation de l'activité en uranium 238 et dans une moindre mesure en radium 226. La dilution, ainsi que le piégeage des radionucléides dans les sédiments notamment au niveau des retenues, contribuent à réduire ce marquage au fil de la progression dans le bassin versant. Pour ce qui concerne les sédiments, les radionucléides étant associés à la fraction fine du sédiment, le marquage est d'autant plus important que le régime hydrodynamique est favorable au dépôt. De ce fait, les retenues constituent les zones d'accumulation des particules marquées privilégiées. On observe une cohérence entre les marquages relevés dans les eaux et ceux observés dans les sédiments, les bassins versants du Vincou et du Ritord apparaissant, dans les deux cas, comme les plus impactés avec notamment le marquage des sédiments de la retenue de la Crouzille et celui des sédiments du lac de Saint Pardoux au niveau de l'anse de Chabanne. Ce dernier exemple, largement documenté, a conduit l'exploitant à

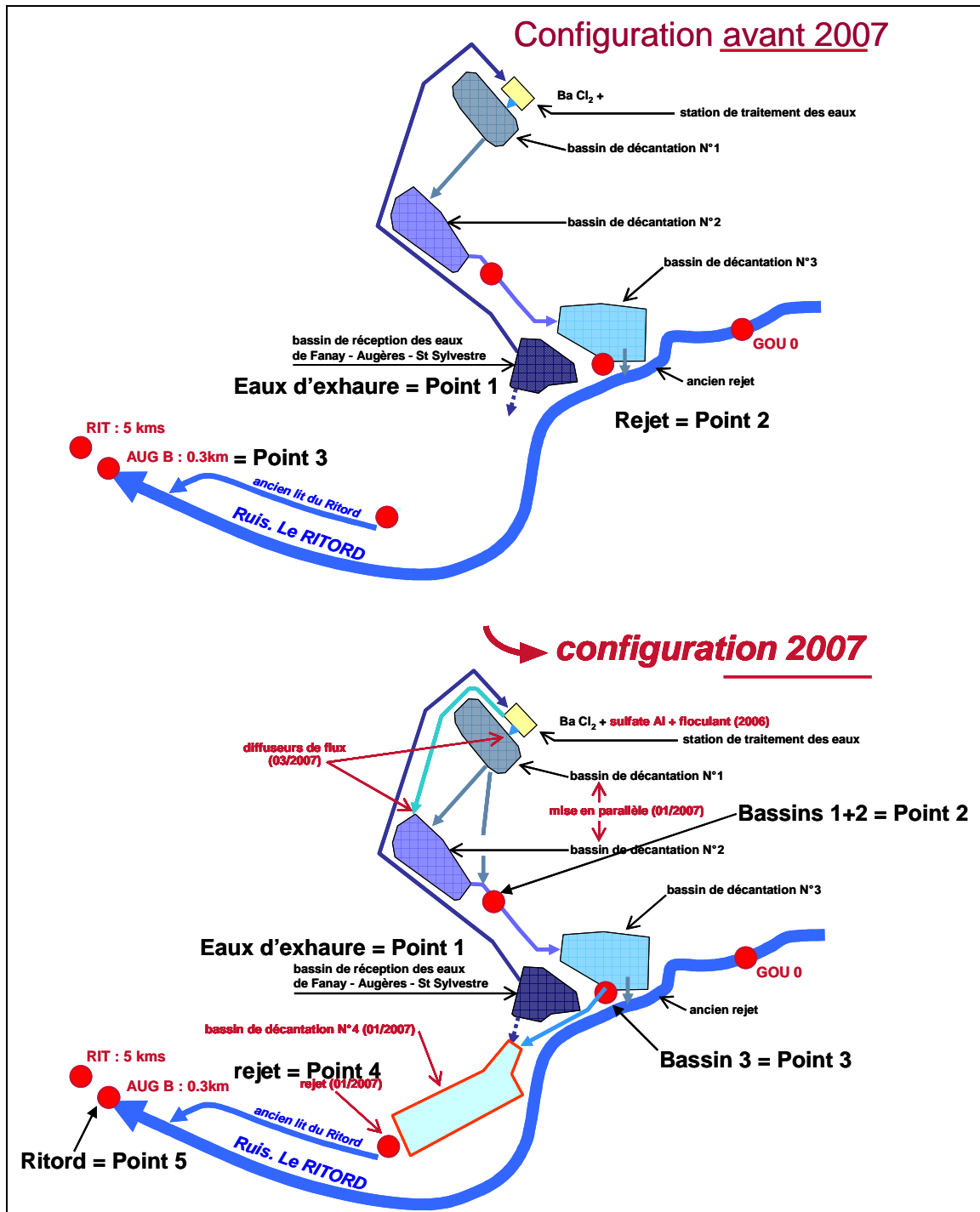
proposer des solutions techniques de réduction à la source dans le but de réduire le marquage observé dans la retenue. Elles consistent en des modifications de l'aménagement de la station de traitement des eaux d'Augères qui constitue la principale source de rejet d'uranium en amont du lac de Saint Pardoux.

2.4. Aménagements de la station d'Augères réalisés par l'exploitant

Comme indiqué précédemment, le traitement vise en priorité à agir sur le radium. Le principe repose sur la co-précipitation de cet élément avec le sulfate de baryum et sa décantation. L'analyse du rendement du procédé indique qu'environ 90 % du radium est insolubilisé mais également que 20 % des particules formées échappent à la décantation dans les bassins prévus à cet effet. La principale voie d'amélioration du procédé est donc la décantation et le traitement de l'uranium. Pour cela trois approches complémentaires ont été proposées. La première consiste à modifier la nature du flocculant utilisé, la seconde à optimiser la circulation de l'eau dans les bassins de décantation afin d'augmenter le temps de résidence des eaux et la troisième à remettre en place un traitement pour l'uranium. Cela a conduit à trois modifications majeures au niveau de la station (figure 4) :

- les deux premiers bassins de décantation ont été mis en parallèle (janvier 2007) avec diffuseurs de flux aux entrées de bassins (mars 2007) ;
- un quatrième bassin de décantation a été implanté (janvier 2007). C'est maintenant au niveau de ce nouveau bassin que se fait le rejet vers le Ritord ;
- une reprise du traitement de l'uranium par ajout de sulfate d'alumine (décembre 2005) pour permettre une fixation de l'uranium sur les oxy-hydroxydes d'aluminium ainsi formés et leur décantation dans les bassins.

Figure 4 : Configuration de la station de traitement des eaux du secteur de Fanay-Augères et Saint-Sylvestre en 2006 (haut) et depuis 2007 (bas)



3. Etude complémentaire sur la station d'Augères

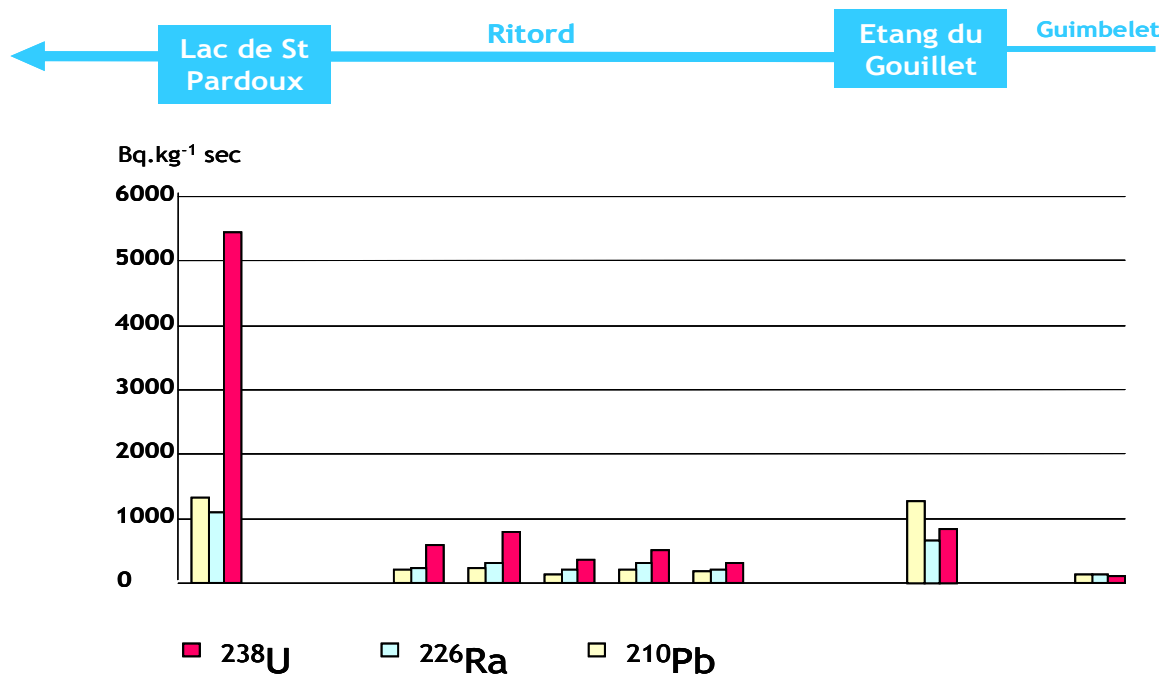
3.1. Motivation de l'étude

La forme physique sous laquelle se trouvent les radionucléides dans l'environnement détermine leur capacité à être transporté dans un bassin versant. De manière théorique, les radionucléides présents sous forme soluble sont transportés au sein de la masse d'eau tandis que ceux associés à la fraction particulaire

peuvent être piégés dans le compartiment sédimentaire dès lors que les conditions hydrodynamiques sont favorables au dépôt des particules sur lesquelles ils sont fixés. La distribution des radionucléides entre les phases solubles et particulaires dépend en premier lieu de la composition chimique du milieu (conditions oxydo réductrices, substances présentes en solution, activité biologique, nature et concentration des particules en suspension).

L'accumulation de radionucléides dans les sédiments du lac de Saint Pardoux au niveau de l'anse de Chabannes (figure 5), en aval des rejets sur le Ritord et la décision de curage, justifiée par les concentrations élevées en uranium en regard du seuil fixé par l'administration locale, constituent une illustration concrète de cette problématique. Si l'origine minière de ce marquage semble désormais admise, les processus ayant conduit à sa mise en place constituent encore un sujet de discussion. En effet, l'analyse de l'efficacité des traitements mis en place au niveau de la station de traitement d'Augères a montré que des particules ayant fixé du radium échappent à la décantation et sont rejetées dans le Ritord. D'autre part le mélange des eaux de rejet et des eaux du Ritord dont les compositions chimiques différent est susceptible de conduire à des échanges entre les phases dissoutes et particulaires. La principale interrogation est donc de savoir si le marquage radiologique des particules est principalement acquis dans la station de traitement ou dans le Ritord. C'est pour répondre à cette question que l'IRSN et le GEP ont recommandé la réalisation d'une étude visant à déterminer les processus conduisant aux marquages des sédiments du lac de Saint Pardoux. En effet, le choix des stratégies permettant de réduire les marquages en aval du rejet dépend grandement de la réponse à cette question. En application de demandes réglementaires, l'exploitant a proposé et mis en place sa stratégie de réduction à la source (dont les caractéristiques ont été rappelées plus haut) sans attendre les conclusions de cette étude. L'étude recommandée par le GEP a donc couvert un second objectif : celui d'évaluer l'efficacité des mesures prises au niveau de la station de traitement des eaux d'Augères pour réduire les rejets de radionucléides.

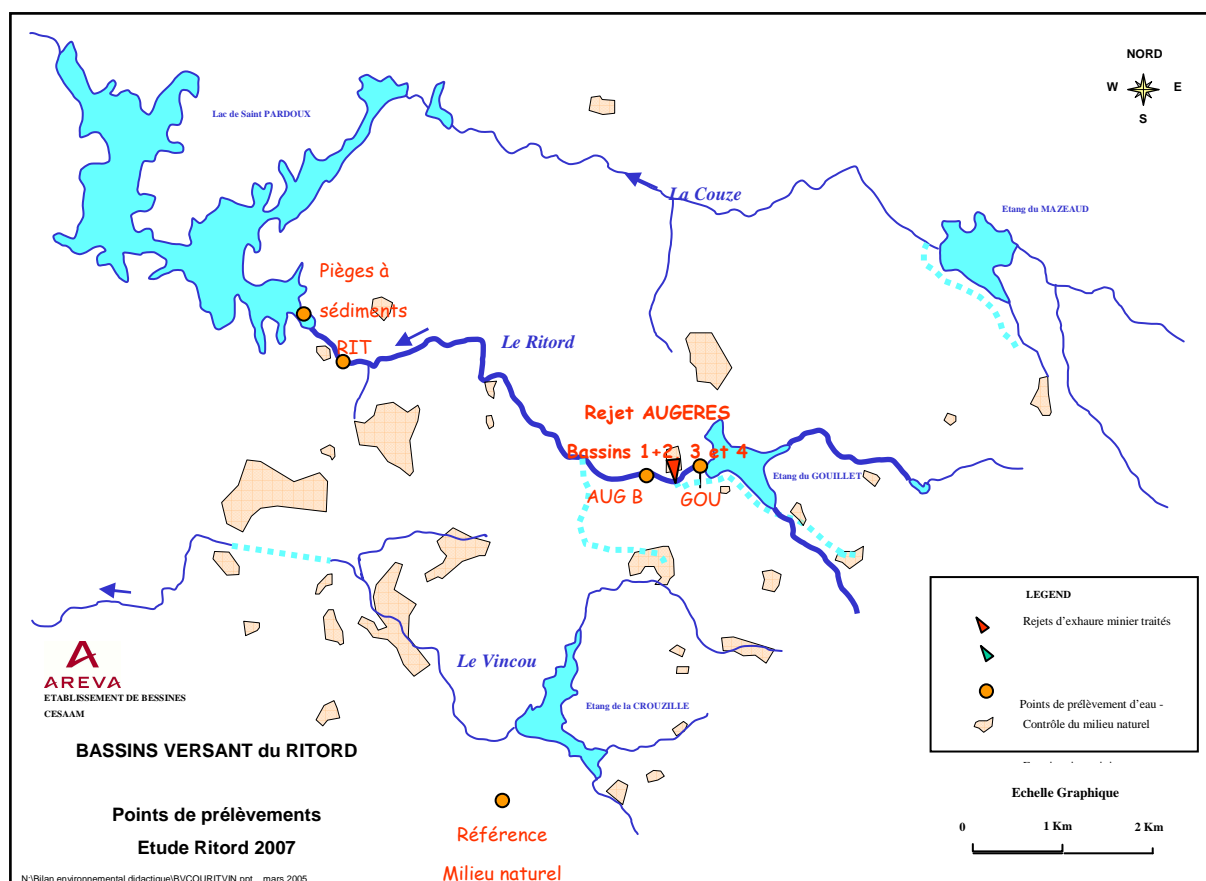
Figure 5 : Activités en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb mesurées dans les sédiments du Guimbelet et de l'étang du Gouillet (amont des rejets) dans le Ritord et dans le lac de Saint Pardoux au niveau de l'anse de Chabanne (aval des rejets). [D'après IRSN 2007-001]



3.2. Stratégie

L'étude recommandée par l'IRSN et le GEP a été confiée par Areva NC au CREGU³. Elle a consisté, entre autre, à analyser l'activité en uranium et radium dans les phases particulières et dissoutes non seulement au niveau du rejet mais également en aval de chaque bassin de décantation. En complément les mêmes mesures ont été effectuées dans le Ritord en amont et en aval du rejet et sur un point de référence hors influence minière (ruisseau de Népoulas) (figure 6).

Figure 6 : Localisation des points de prélèvement pour l'étude de la station Augères



Quatre campagnes de prélèvement ont été effectuées entre octobre 2006 et octobre 2007. Ce travail vient compléter une étude réalisée en 2001 par le CREGU en collaboration avec le CEMRAD⁴ et le LSCE⁵.

Parallèlement à l'étude sur les radionucléides, une analyse chimique des prélèvements a été effectuée afin de doser les éléments majeurs et les éléments traces. Les résultats de ces analyses ne sont pas repris dans le présent document mais pourraient être utilisés dans le cadre des analyses géochimiques en continuité des travaux engagés sur le site de Bellezane.

Pour sa présente analyse, le GEP a retenu de l'étude CREGU uniquement l'activité en uranium et en radium dans les fractions dissoute et particulaire (seuil de coupure à 0,45 µm). Ces données ont été complétées par les résultats de la surveillance opérée par Areva NC au niveau des eaux en entrée de station de traitement ainsi que par les résultats de la surveillance de la qualité radiologique des sédiments en formation au niveau de l'anse de Chabanne du lac de Saint Pardoux. Ces dernières, qui couvrent la

³ Centre de recherches sur la géologie des matières premières minérales et énergétiques, société civile détenue par Areva et Total, intégrée à l'unité mixte de recherche G2R du Centre national de la recherche scientifique (CNRS).

⁴ Centre d'étude et de métrologie des rayonnements nucléaires et de dosimétrie, Université de Limoges.

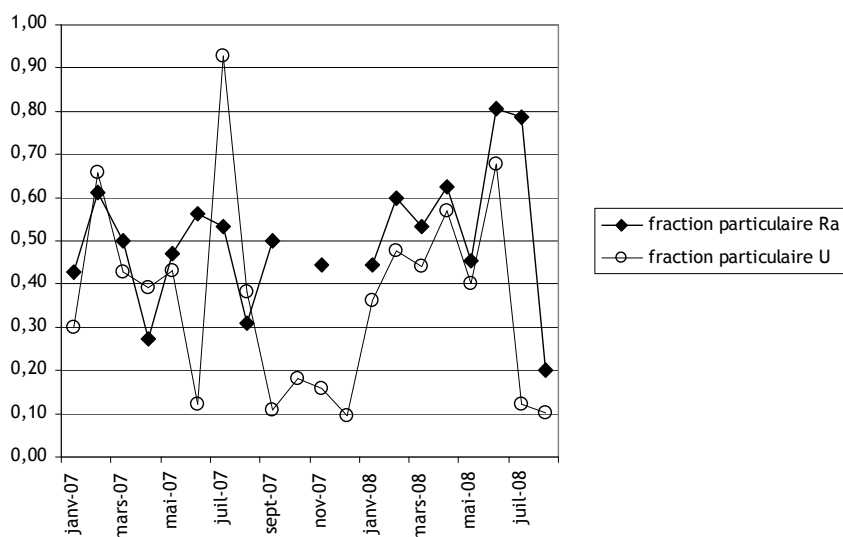
⁵ Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement, unité mixte de recherche du Commissariat à l'énergie atomique (CEA) et du CNRS.

période 2001-2007, ont été acquises par Pe@rl⁶ pour le compte du Conseil Général de Haute-Vienne, gestionnaire de la retenue.

3.3. Efficacité des mesures prises pour réduire les émissions au niveau de la station d'Augères

L'objectif premier de l'étude était de déterminer dans quelle mesure le marquage radiologique des particules qui se déposent dans le lac de Saint Pardoux au niveau de l'anse de Chabanne est acquis dans la station ou dans le Ritord. La figure 7 traduit la proportion d'uranium et de radium présents sous forme particulaire au niveau du rejet d'Augères en 2007 et 2008 (données Areva NC issues de la surveillance). Elle indique qu'à l'issue des modifications de fonctionnement de la station de traitement des eaux d'Augères, 10 à 90 % du rejet d'uranium et 20 à 80 % du rejet de radium s'effectuent sous forme particulaire. Cette très forte dispersion reste à analyser en liaison avec les protocoles de mesure et les conditions de fonctionnement de la station.

Figure 7 : Proportion d'uranium et radium particulaire dans le rejet d'Augères entre janvier 2007 et juillet 2008. [Source : Areva NC]



En faisant l'hypothèse que les sédiments de Saint Pardoux qui s'accroissent au niveau de l'anse de Chabanne sont composés d'un mélange de particules « naturelles » et de particules issues du traitement, il est possible d'estimer l'ordre de grandeur de la contribution respective de ces deux sources à la formation des sédiments dans le lac. La composition radiologique des particules dites « naturelles » peut être assimilée à celle des particules de l'étang du Gouillet situé en amont des rejets dans le Ritord soit de l'ordre de 800 Bq.kg⁻¹ en uranium et en radium. L'activité massique (Bq.kg⁻¹) des particules du rejet peut être estimée à l'aide des charges particulaires (mg.l⁻¹) mesurées au niveau du rejet et de l'activité volumique de la fraction particulaire (Bq.l⁻¹). Ce calcul conduit à des activités de l'ordre de 60 000 Bq.kg⁻¹ et 20 000 Bq.kg⁻¹ respectivement pour l'uranium et le radium. Sur la base de ces valeurs, il apparaît qu'un apport de l'ordre de 5 à 10 % de particules issues du rejet permet d'expliquer les niveaux d'activité mesurés dans les pièges à sédiments implantés dans l'anse de Chabanne (de l'ordre de 4 000 Bq.kg⁻¹ en uranium 238).

Cet ordre de grandeur est cohérent avec le bilan de masse qui peut être établi entre :

- le flux de particules mesuré dans le lac de Saint Pardoux au niveau de l'anse de Chabanne (122 tonnes par an soit environ 334 kg.j⁻¹) ;
- le flux de particules mesuré au niveau du rejet d'Augères dans le cadre de la surveillance opérée par l'exploitant depuis 2007, date à laquelle la mesure de la charge particulaire a été systématisée (23,4 kg.j⁻¹).

⁶ Pôle d'expertise et d'analyse de la radioactivité Limousin.

Bien que ces différentes évaluations indiquent que globalement le rejet de radionucléides sous forme particulaire pourrait être à l'origine du marquage des sédiments du lac de Saint Pardoux, l'existence d'un phénomène de transfert de l'uranium depuis la phase soluble vers la phase particulaire dans les eaux du Ritord ne peut être entièrement écartée. Ainsi la suppression de la phase particulaire dans le rejet d'Augères ne conduirait pas nécessairement à une éradication du marquage.

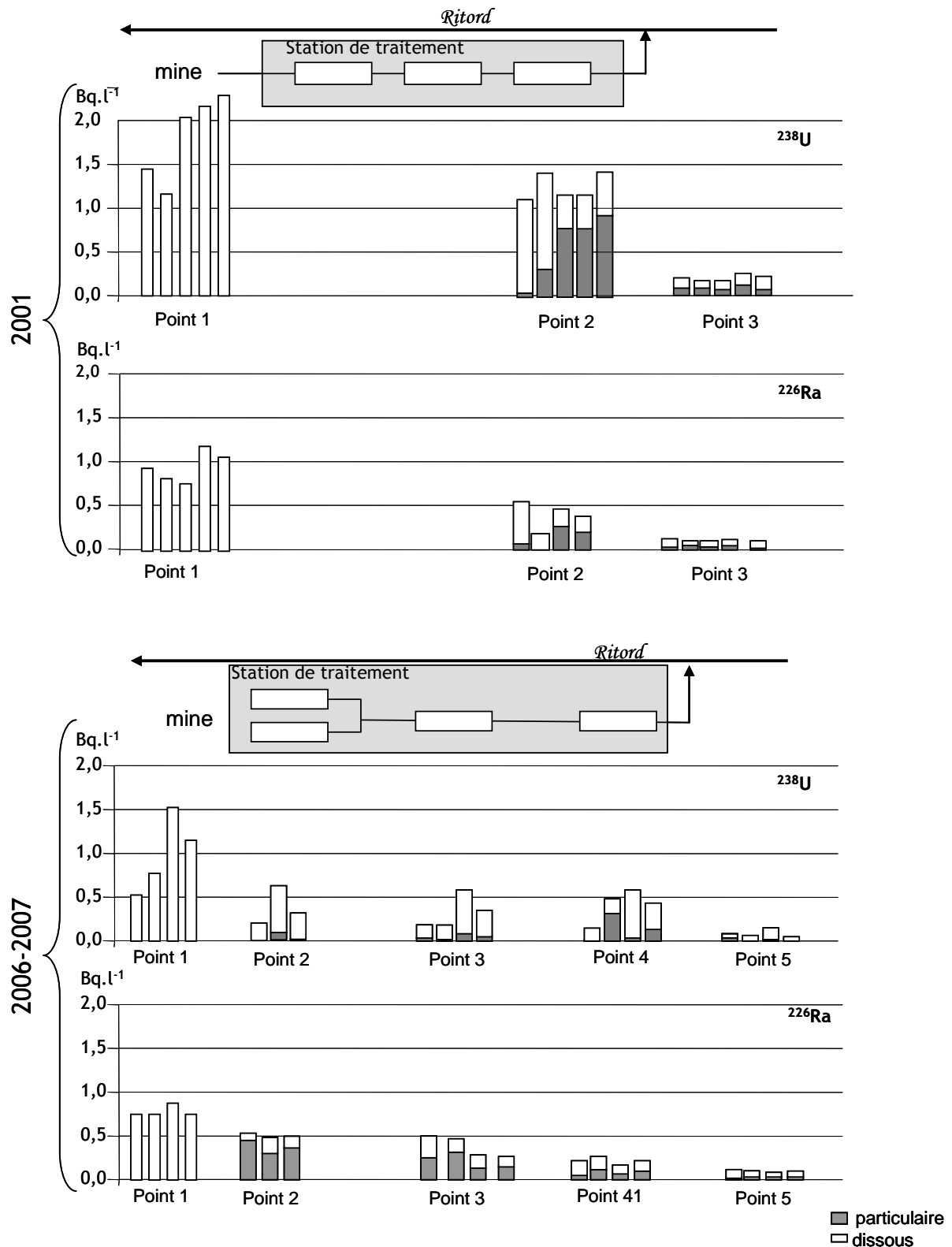
Le second objectif était d'évaluer l'efficacité des opérations d'optimisation du fonctionnement de la station. La figure 8 correspond à une représentation graphique des résultats des différentes données acquises lors des campagnes conduites en 2001 et 2006-2007. La localisation des points de prélèvements numérotés à 1 à 3 (2001) et 1 à 5 (2006-2007) est rappelée dans la figure 6. Cinq prélèvements mensuels (février à juin) ont été faits pour la première campagne et quatre pour la seconde (octobre 2006, février, juillet et octobre 2007).

Les deux séries de prélèvement indiquent qu'en sortie de mine l'uranium et le radium sont présents dans les eaux sous forme soluble. Cela est également confirmé par les données acquises par Areva NC dans le cadre du suivi environnemental.

Pour ce qui concerne le radium on observe un abattement global de l'ordre de 75 % avec une diminution progressive au fur et à mesure des bassins (60 à 80 % en sortie des bassins 1+2, 50 à 65 % en sortie du bassin 3 et de 25 à 45 % en sortie du bassin 4). Le niveau d'activité dans le Ritord reste du même ordre de grandeur entre les deux séries de prélèvements autour de $0,1 \text{ Bq.l}^{-1}$ (dont 20 à 50 % se trouve sous forme particulaire) pour une référence amont de l'ordre de $0,06 \text{ Bq.l}^{-1}$ et cela malgré une baisse de l'ordre de 20 % en entrée de station (en moyenne $0,9 \text{ Bq.l}^{-1}$ et $0,7 \text{ Bq.l}^{-1}$ respectivement avant et après les modifications de fonctionnement de la station).

Pour ce qui concerne l'uranium, on note entre 2001 et 2007 une forte diminution de la concentration au niveau du rejet. L'analyse au sein de la station en 2007 indique qu'une partie de l'uranium est effectivement retenu dans les deux premiers bassins qui fonctionnent en parallèle (abattement de l'ordre de 30 à 70 %). Il apparaît que l'amélioration de la qualité du rejet entre 2001 et 2007 doit être conjointement mise en relation avec l'abaissement de la quantité d'uranium dans les eaux en entrée de station de traitement (en moyenne $1,8 \text{ Bq.l}^{-1}$ et $1,0 \text{ Bq.l}^{-1}$ respectivement en 2001 et 2007 soit un abaissement de l'ordre de 50 %) et la reprise du traitement au sulfate d'alumine. Au niveau du Ritord on note une diminution significative entre les deux campagnes ($0,2$ à $0,3 \text{ Bq.l}^{-1}$ en 2001 pour $0,05$ à $0,15 \text{ Bq.l}^{-1}$ en 2007 pour une référence amont de l'ordre de $0,02 \text{ Bq.l}^{-1}$) avec une proportion associée à la fraction particulaire variant de 5 à 45 %.

Figure 8 : Bilan des résultats des campagnes de 2001 et 2006-2007



Afin de disposer d'une représentation moins ponctuelle de l'efficacité des modifications apportées au niveau de la station de traitement des eaux d'Augères notamment en termes d'efficacité de traitement, une exploitation des résultats du suivi environnemental opéré par Areva NC au niveau de la surverse des travaux miniers souterrains et du rejet a été conduite. Les données sont présentées dans la figure 9 et sous forme synthétique dans le tableau 2. Ces données permettent d'évaluer pour le radium et pour l'uranium le rendement d'insolubilisation et le rendement total du traitement mis en place depuis 2007.

Figure 9 : Rendement d'insolubilisation et rendement total pour le radium et l'uranium au niveau de la station d'Augères entre 2007 et 2008

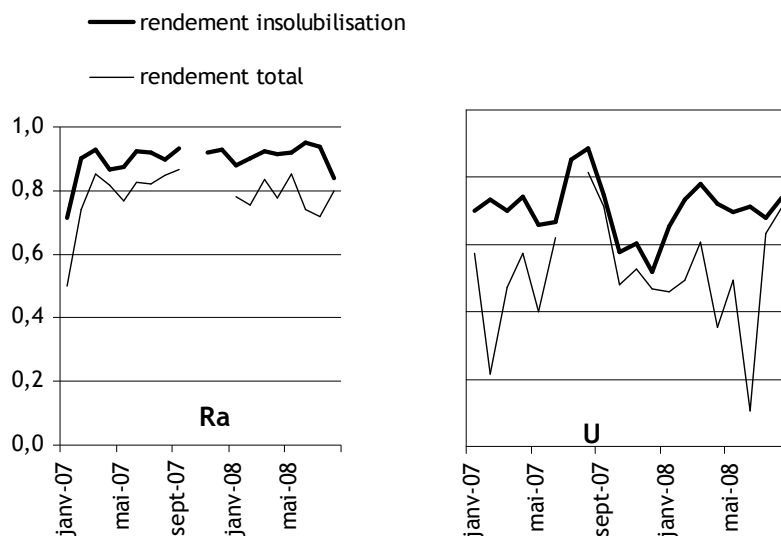


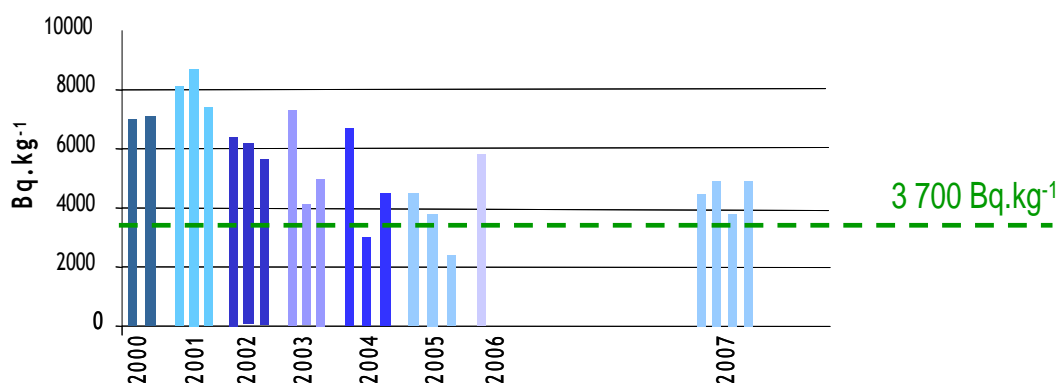
Tableau 2 : Proportion de radium et d'uranium insolubilisées et retenues dans la station d'Augères avant et après les aménagements

	Radium (Ra)		Uranium (U)	
	Rendement insolubilisation	Rendement total	Rendement insolubilisation	Rendement total
Avant modifications	90 %	70 %	50 %	< 50 %
Après modifications	90 %	70%	80 %	50 %

Il apparaît que pour le radium le rendement d'insolubilisation est de l'ordre de 90 % et seulement 70 % pour le total. Pour l'uranium le rendement d'insolubilisation est de l'ordre de 80 % et seulement 50 % en total. Ces valeurs indiquent, comme cela avait été mis en évidence sur la période antérieure à 2007 (voir 1.2), qu'une partie des particules formées par le traitement échappe toujours à la décantation.

On conclut ainsi que les modifications apportées au niveau de la station d'Augères ont permis une amélioration des rejets en uranium mais sont insuffisantes en regard de la persistance du marquage dans l'environnement et notamment pour ce qui concerne le marquage des sédiments du lac de Saint Pardoux (figure 10). Le niveau d'activité des particules exportées vers le sédiment au niveau de l'anse de Chabanne, reste supérieur à la valeur de référence de 3 700 Bq.kg⁻¹ fixée par voie administrative.

Figure 10 : Activités en ²³⁸U mesurées sur les particules collectées dans les pièges à sédiments implantés au niveau de l'anse de Chabanne du lac de Saint-Pardoux



Afin de diminuer les marquages notamment en uranium 238, il apparaît donc nécessaire de continuer à travailler sur les possibilités de piégeage de cet élément au niveau des stations de traitement en développant un traitement spécifique autre que celui actuellement mis en œuvre (précipitation des oxyhydroxydes d'aluminium).

4. Options de traitement de l'uranium

La question d'un traitement spécifique à l'uranium est abordée brièvement dans le Bilan décennal environnemental (BDE) notamment à l'occasion de la présentation du projet d'aménagement des abords de l'étang de la Crouzille. Jusqu'à présent, les options retenues par l'exploitant reposaient sur la capacité de l'uranium à précipiter en milieu réducteur. L'une des méthodes ayant fait l'objet d'investigations est la percolation des eaux minières au travers d'un lit de tourbe. Si les premiers essais en laboratoire ont conduit à des résultats prometteurs, les essais à l'échelle d'un pilote industriel ont été moins concluants, principalement en raison de problèmes de colmatage des drains.

Une revue des options de traitement des eaux minières a été effectuée par l'exploitant en 1994. Les grands principes investigués sont la précipitation, les résines échangeuses d'ions, la biosorption et l'osmose inverse. La précipitation est dédiée au traitement du radium (par ajout de chlorure de baryum) et de l'uranium (par ajout de sulfate d'alumine ou de chloro-sulfate ferrique). Pour l'uranium, une autre technique a retenu l'attention de l'exploitant à l'époque, il s'agit de l'utilisation de résines échangeuses d'ions qui pour des eaux assez chargées en uranium montraient de bonnes performances. Cette technique a été retenue par la société allemande Wismut pour traiter les eaux de l'ancienne mine de Königstein exploitée par lixiviation *in situ*. Les teneurs en uranium dans les eaux minières avant traitement sont de l'ordre de 120 à 750 Bq.l⁻¹. A l'issue du traitement consistant non seulement en un passage sur résines échangeuses d'ions mais également en une phase de précipitation et de neutralisation, la teneur en uranium est de l'ordre de 0,2 Bq.l⁻¹. Si cette technique apparaît comme bien adaptée au traitement des eaux très riches en uranium et autres polluants, le bilan environnemental et financier apparaît moins évident pour des eaux moins concentrées en uranium et ne présentant pas des niveaux de contamination chimiques importants. C'est la principale raison pour laquelle cette technique apparaît peu adaptée au traitement des eaux minières du Limousin (0,7 Bq.l⁻¹ en moyenne à Augères en 2006). Le GT1 relève également que d'autres techniques sont utilisées à l'échelle industrielle pour réduire la teneur en uranium et en radium des eaux. Il existe notamment la possibilité de rétention sur oxydes de manganèse.

Plus récemment la bio-sorption sur des matériaux ligno-cellulosiques a fait l'objet de nouvelles investigations. Les premiers essais en laboratoire semblent prometteurs avec un rendement de l'ordre de 99 %, y compris pour des niveaux de concentration relativement bas. Des tests à plus grande échelle devraient être engagés dans le courant de l'année 2009.

5. Conclusion

Le GT1 constate que la réduction des impacts (au sens marquage) en aval des rejets miniers doit impérativement passer par une réduction des rejets d'uranium au niveau de la station de traitement d'Augères. La démonstration faite au niveau de la station d'Augères peut aisément être étendue à d'autres sites en aval desquels des marquages ont été observés (Bellezane, étang de la Crouzille...). Le recul dont le GT1 dispose pour juger de la pertinence des options de traitement n'est pas suffisant pour se positionner de manière définitive sur les techniques les plus adaptées. Néanmoins le groupe rappelle que la mise en place d'un traitement spécifique à l'uranium doit garantir le maintien des performances du traitement actuellement mis en place pour le radium (un traitement conjoint du radium et de l'uranium est envisageable au travers des options de traitement passif actuellement en cours d'étude). L'objectif est également de minimiser au maximum les impacts environnementaux liés au traitement. Cela implique de s'orienter vers des techniques dites « passives » dans le sens où elles limitent l'utilisation de réactifs chimiques. Parallèlement il convient de travailler sur la régénération des supports et la gestion des déchets ainsi produits. En préalable à la mise en place de nouvelles techniques de traitement des eaux, le groupe considère qu'il convient de déterminer les objectifs à atteindre en terme d'activité volumique, de flux ou de marquage garantissant un niveau de risque acceptable sur les plans radiologique et chimique. C'est sur cette base que les valeurs réglementaires devraient être définies.

Cette démarche devra nécessairement étudier la compatibilité de ces valeurs en regard de l'état d'équilibre vers lequel tend la composition radiologique des eaux de mine. Dans l'hypothèse où cette valeur d'équilibre serait supérieure à la valeur réglementaire définie précédemment sur la base du risque acceptable, il se pose la question de la capacité de maintenir le traitement à long terme.

Références

- [1] Areva NC (2004) Bilan décennal environnemental.
- [2] CREGU/CEMRAD/LSCE (2002) Etude de la spéciation et des modes de transport de l'uranium en milieu naturel sur le secteur du «Ritord »
- [3] Etude CREGU 2008 suivi des compositions des eaux du ritord en amont et en aval du site d'Augères et des bassins de retention du site (B1+2 ; B3 et B4), UMR G2R février 2008.
- [4] Sarret G. (2004) Traitement des eaux des sites miniers réaménagés
- [5] Braun L., Märten H., Raschke R., Richter A., Sommer K., Zimmermann U., Flood Water treatment at the former uranium mine site Königstein- a Field Report.
- [6] Cazala C. (2003) Etude du comportement des radionucléides de la famille de l'uranium en milieu continental : application au département de la Haute Vienne. Thèse de l'Université de Paris VI.