



## Fiche GT1-4

### Les radionucléides dans les sédiments, les terres de berge et les zones humides

## 1. Introduction

La qualité radiologique des sédiments dans la division minière de la Crouzille est un thème qui a été abordé relativement tôt dans les travaux du GT1, notamment au travers du suivi de l'analyse conduite par l'IRSN dans le cadre de la tierce expertise. Le premier niveau d'analyse consistant à examiner les données disponibles a conduit le GT1 à partager l'analyse de l'IRSN qui considère que l'interprétation des données disponibles (surveillance réglementaire et autres études) est délicate dès lors que les conditions d'acquisition des données et notamment les conditions de prélèvement ne sont pas spécifiées. En effet, contrairement aux eaux, le compartiment sédimentaire est relativement hétérogène. Ainsi, un prélèvement ponctuel n'est, par nature, pas représentatif de l'ensemble dont il est issu.

Malgré ces difficultés, l'IRSN et le GT1 n'ont pas souhaité écarter de leur champ d'action la problématique du marquage sédimentaire qui constitue un enjeu majeur. En effet, dans la mesure où les sédiments sont susceptibles de constituer un lieu d'accumulation des radionucléides, c'est un point sur lequel les inquiétudes se cristallisent. C'est d'ailleurs suite à la découverte du marquage des sédiments du lac de Saint Pardoux que le travail autour de l'impact des anciennes mines d'uranium s'est développé au niveau sociétal. Cela a conduit à la mise en place d'actions concrètes comme une campagne de caractérisation des sédiments des plans d'eau potentiellement sous influence minière et le cas échéant à la mise en place d'opérations de curage. Cela a également conduit à faire du marquage sédimentaire un enjeu réglementaire avec notamment l'objectif de  $3\,700\text{ Bq.kg}^{-1}$  d'uranium 238 dans les sédiments du lac de Saint Pardoux.

Cet objectif réglementaire a été défini pour le lac de Saint Pardoux. Par la suite, en l'absence d'autres références, il a été également généralisé aux sédiments d'autres plans d'eau. Considérant que l'analyse de la signification de cette valeur (tirée du décret 90/222 du 9 mars 1990) ne relève pas ses compétences, le GT1 n'a pas travaillé sur cet aspect mais sur le bilan des marquages observés à l'échelle de la division minière de la Crouzille, les processus conduisant à l'accumulation de radionucléides dans les sédiments, ainsi que sur les possibilités de modélisation prédictive. Du fait de leur usage en tant que base de loisir et réserve d'alimentation en eau potable de la ville de Limoges, les retenues de Saint Pardoux et de la Crouzille ont fait l'objet d'études importantes ce qui a conduit le GT1 à les placer au cœur de ses discussions. Néanmoins, en liaison avec les préoccupations des associations de protection de l'environnement, le groupe a essayé d'élargir son analyse à d'autres retenues voire d'autres zones d'accumulation potentielles comme les terres de berge et les zones humides. La synthèse du travail d'analyse du GT1 sur ce sujet est présentée dans la présente fiche et les recommandations qui en découlent sont regroupées dans sa partie conclusive.

## 2. Bilan des marquages observés sur la division minière de la Crouzille

Le bilan des marquages dans les sédiments (lacustres ou de cours d'eau), les terres de berge ou encore les zones humides est basé sur les données disponibles. Elles correspondent aux résultats du suivi environnemental exercé par l'exploitant en réponse aux exigences réglementaires ou du fait de sa propre initiative, et à des études complémentaires mises en œuvre dans des contextes spécifiques comme des travaux de thèse ou les opérations de curage qui se sont tenues dans le lac de Saint Pardoux, l'étang de la Crouzille, l'étang de Pontabrier et la retenue d'Etrangleloup. Ces données concernent majoritairement les sédiments, celles relatives aux terres de berges et aux zones humides sont peu nombreuses.

### 2.1 Les sédiments des cours d'eau

Certains cours d'eau sont alimentés, au moins pour partie, par des eaux issues des anciennes installations minières (TMS, MCO) ou de leurs dépendances (Stockages de résidus, verses à stériles). L'accumulation de matière dans leurs lits, sous forme de sédiments, ainsi que la nature de ces derniers dépendent grandement du régime hydrologique. Par exemple, le Ritord dont le régime est « semi torrentiel » n'accumule que très peu de sédiments et les particules déposées sont majoritairement minérales. Lors des périodes de forts débits, les particules déposées sont en partie évacuées, ce qui participe au faible taux d'accumulation observé sur cet axe. La Couze, au régime plus lent, présente une sédimentation plus importante mais les particules déposées restent majoritairement minérales et de grosse taille (fraction sableuse). Dans l'axe principal que représente la Gartempe à l'échelle de la division minière de la Crouzille, l'accumulation est plus conséquente, en particulier au niveau des seuils et des petites retenues qui jalonnent son parcours. Les diverses mesures qui ont été faites confirment que la fraction sableuse des sédiments n'est pas porteuse de radionucléides dans une quantité supérieure à celle que l'on rencontre naturellement dans des milieux non impactés. Pour les deux derniers cours d'eau cités les résultats observés sont les suivants :

- les sédiments de la Couze prélevés en aval des rejets du secteur minier des Gorges Saignedresse, au niveau du pont de La Roche, ont fait l'objet de mesures entre 2002 et 2005. L'uranium 238, le radium 226 et le plomb 210 sont sensiblement à l'équilibre et leur activité est voisine de 500 Bq/kg de matière sèche. Cette valeur est comparable à ce que l'on peut observer en dehors de toute influence minière.
- les sédiments de la Gartempe ont été peu caractérisés. La principale source d'information correspond aux données issues de la retenue d'Etrangleloup qui a fait l'objet d'investigations préliminaires à sa vidange en 2009. Le régime hydraulique de la retenue permet de faire raisonnablement l'hypothèse que les sédiments d'Etrangleloup sont assimilables à ceux d'un cours d'eau plutôt qu'à ceux d'un étang ou d'un lac. Sauf exceptions peu nombreuses, l'activité en uranium 238 des sédiments prélevés est en moyenne inférieure à 3700 Bq/Kg. Le profil d'activité des sédiments est du type de celui de la Figure 1. La localisation des prélèvements est reportée sur la Figure 2. La profondeur à laquelle se situe le maximum varie d'une carotte à l'autre de 30 à 100 cm environ. L'activité de surface est, le plus souvent, très inférieure à celle des sédiments des retenues de Saint Pardoux et La Crouzille. L'uranium 238, le radium 226 et le plomb 210 sont à peu près à l'équilibre.

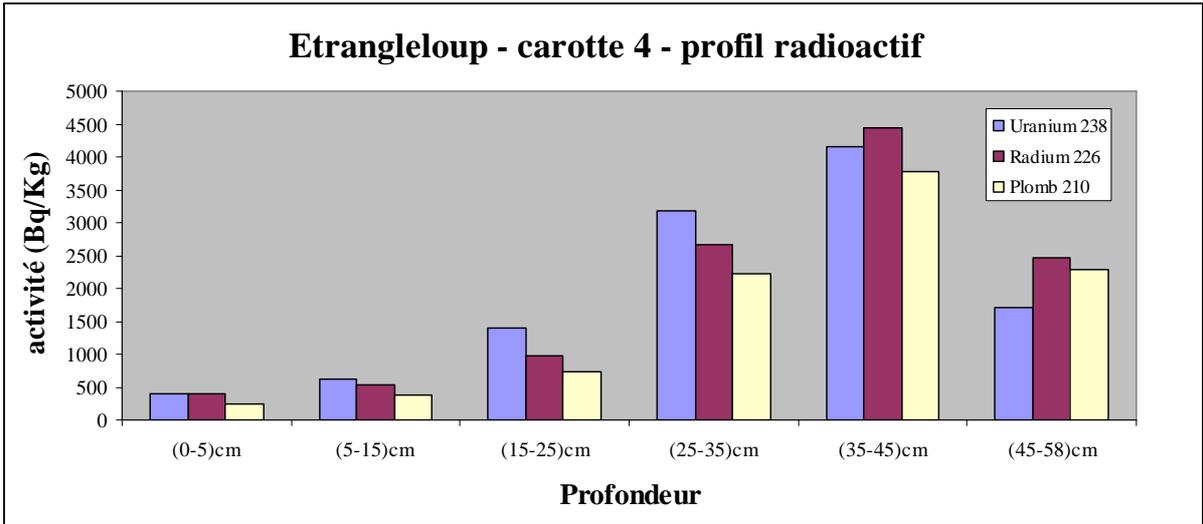


Figure 1 : Exemple de profil de l'activité des sédiments de la retenue d'Etrangleloup (Gartempe)

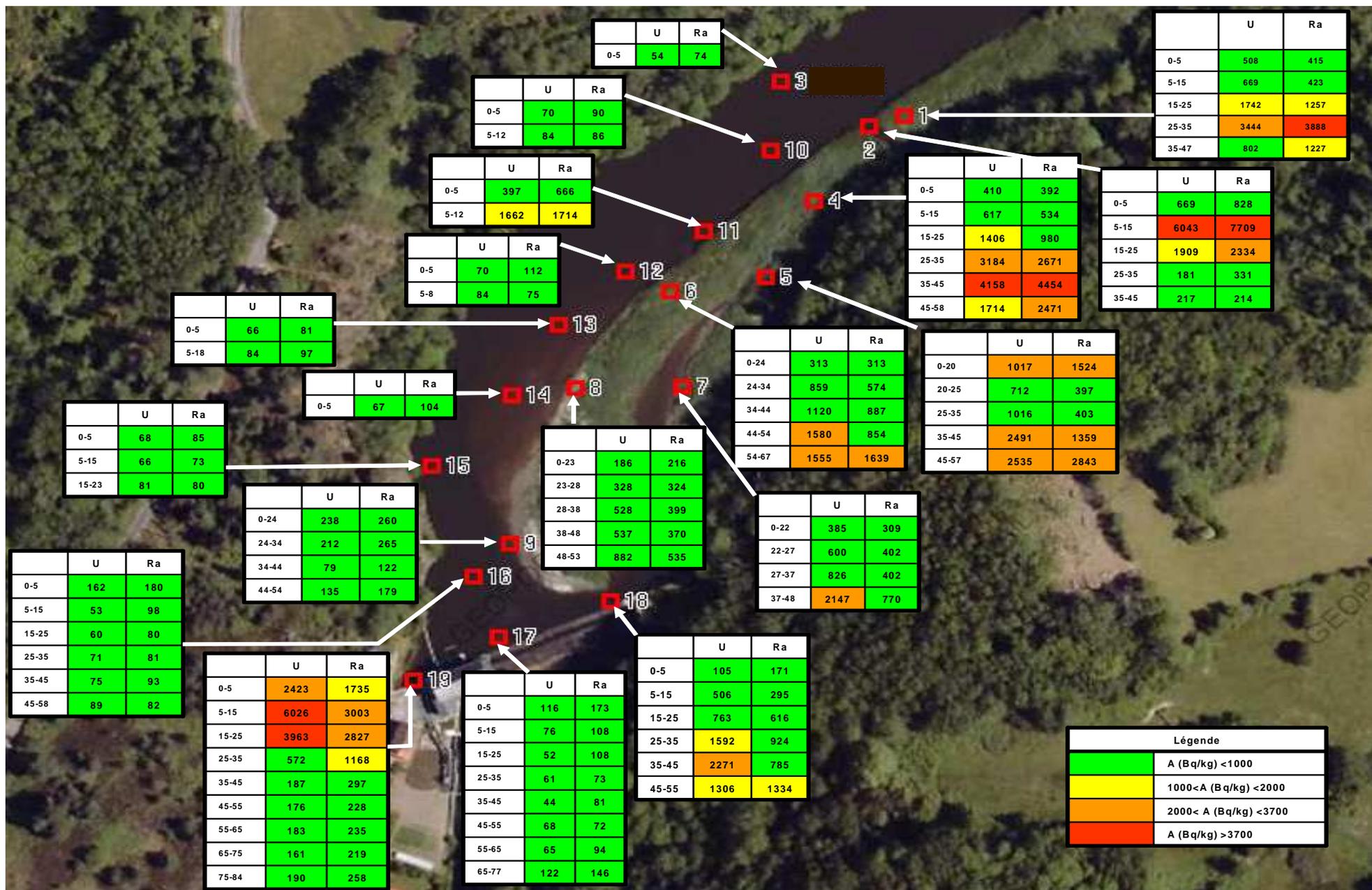


Figure 2 : Carte de la localisation des activités en uranium 238 et radium 226 dans la retenue d'Etrangleloup

## 2.2 Les sédiments des plans d'eau

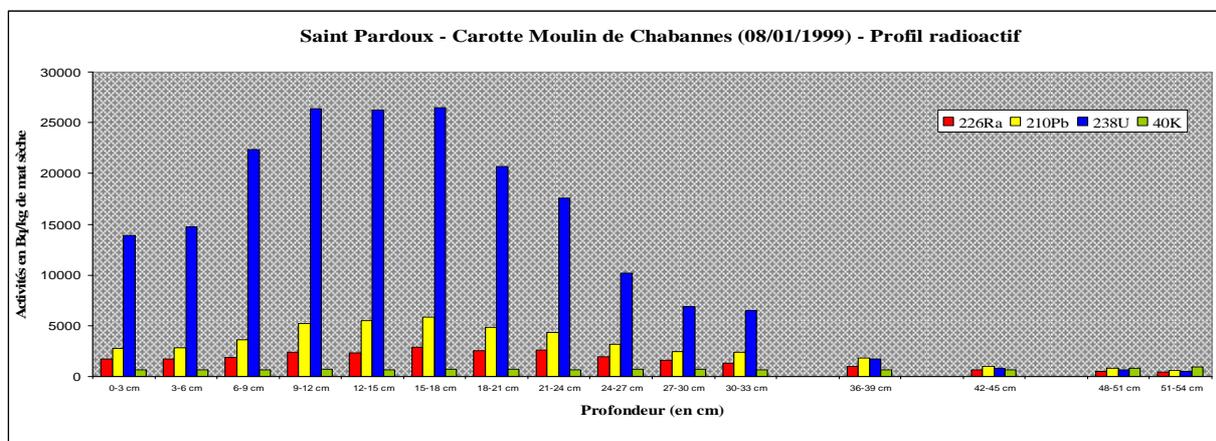
Comme cela a été mentionné en introduction, les retenues de Saint Pardoux et de la Crouzille, ont fait l'objet de nombreuses investigations en raison des enjeux qui y sont associés. Le groupe s'est basé sur ces données pour étudier le marquage sédimentaire dans les plans d'eau.

Le lac de Saint Pardoux est le plus étendu (~ 330 hectares). Il est sous l'influence de plusieurs rejets miniers (traités et non traités) dont le principal, en terme de flux de radionucléides, est celui d'Augères rejeté dans le Ritord. Il est également alimenté par la Couze dont la qualité radiologique des sédiments a été évoquée dans le paragraphe précédent. Sa création (1976) est postérieure au début des activités minières (fin des années 1940). Les sédiments déposés dans le lac constituent donc un enregistrement d'une partie des rejets miniers, dans lequel on peut facilement identifier la période de noyage au cours de laquelle l'activité en uranium, et dans une moindre mesure en radium, des eaux rejetées était très élevée.

Dans la zone d'arrivée du Ritord, le profil d'activité massique en profondeur montre que le marquage affecte toute l'épaisseur des sédiments (Figure 3). L'allure du profil observé s'étend cependant à toute la partie du lac dont les sédiments sont impactés. On remarque que l'activité de l'uranium 238 est largement supérieure à celles du radium 226 et du plomb 210 et que l'activité de ces radionucléides présente un maximum approximativement au premier tiers de l'épaisseur des sédiments. Les mesures ont également montré que les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 dans le terrain naturel sous les sédiments, au-delà de 36 cm sur l'exemple donné, sont à peu près à l'équilibre radioactif (environ 600 Bq/Kg).

La répartition spatiale dans le lac à l'arrivée du Ritord (figure du fichier carte 1) permet de distinguer approximativement trois zones :

- l'anse de Chabannes dans laquelle le marquage est le plus important et qui a fait l'objet d'un curage total en 2006 ;
- la partie suivante du lac limitée vers l'aval par l'étranglement entre le site de Chabannes et la plage de Santrop dans laquelle on rencontre un marquage variable ;
- la partie située au-delà de cet étranglement où n'ont pas été relevées d'activités moyennes supérieures à 3700 Bq/Kg de matière sèche.



**Figure 3** : Profil d'activité massique dans les sédiments du lac de Saint Pardoux ; exemple d'une carotte de l'anse du moulin de Chabannes

L'étang de La Crouzille, de surface égale à 42 hectares, est sous influence du site d'Henriette à l'est et de la verse à stériles des Sagnes au nord. Les vecteurs respectifs de transport des radionucléides sont les ruisseaux d'Henriette et des Sagnes. La création de l'étang de La Crouzille remonte à une époque lointaine, très antérieure à l'activité minière. Contrairement à ce que l'on peut observer dans le lac de Saint Pardoux, le marquage radiologique affecte toute la superficie de la retenue.

Le profil d'activité massique en profondeur (Figure 4) met en évidence l'existence d'une couche supérieure épaisse d'une dizaine de cm, dont la teneur en radionucléides des chaînes naturelles révèle l'influence minière et d'une couche inférieure, beaucoup plus épaisse, correspondant à des sédiments formés antérieurement à l'exploitation. La couche de surface recèle jusqu'à plusieurs

dizaines de milliers de Bq/Kg de matière sèche d'uranium 238 qui est, de loin, le radionucléide présentant les plus fortes activités, comme dans les sédiments du lac de Saint Pardoux. Les profils montrent que dans chacune des deux couches, l'activité massique est sensiblement constante. Dans la couche supérieure, les rapports moyens des activités massiques sont environ de 5,8 pour  $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$  et de 4,1 pour  $^{238}\text{U}/^{210}\text{Pb}$ . Les sédiments de la couche inférieure sont sensiblement à l'équilibre radioactif, avec une activité qui est environ égale à 600 Bq/Kg. Ces observations s'étendent à l'ensemble des sédiments de l'étang de la Cruzille sous influence des ruisseaux des Sagnes et d'Henriette ayant fait l'objet de mesures.

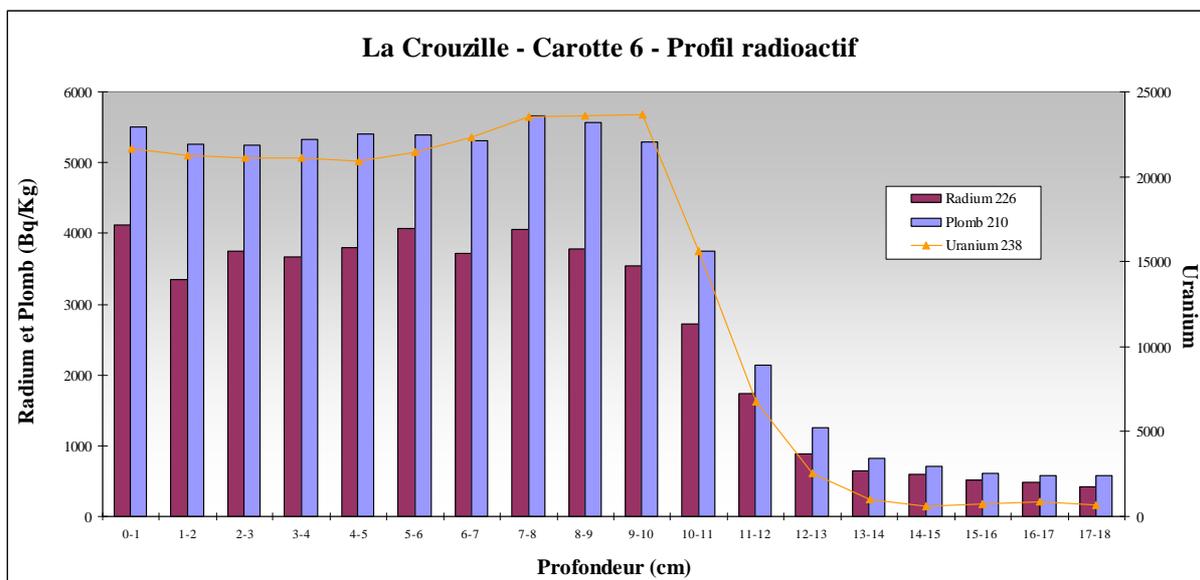


Figure 4 a. : Exemple de profil d'activité des sédiments de La Cruzille

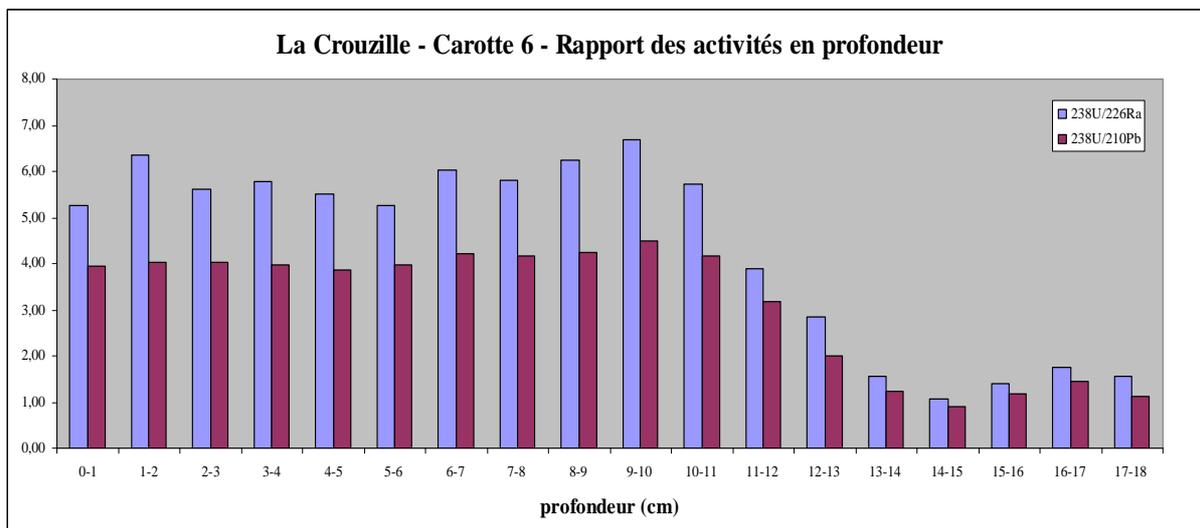


Figure 4 b. : Exemple de variation du rapport des activités massiques en profondeur pour la carotte précédente

## 2.3 La référence des sédiments

Le contenu radiologique des sédiments résulte des apports naturels et de l'apport que l'on peut imputer aux activités minières. Si l'on admet que le profil radioactif des sédiments traduit l'historique des plans d'eau, il est possible d'évaluer les caractéristiques radiologiques naturelles des sédiments formés avant l'exploitation minière grâce à la couche inférieure des sédiments de l'étang de La Crouzille. En premier lieu, on constate que les radionucléides y sont à l'équilibre radioactif, comme on le note également pour l'étang du Gouillet, ce qui correspond à un apport de matériaux possédant cette propriété puisque la remise à l'équilibre est impossible sur les intervalles de temps en jeu. L'activité de chaque radionucléide de la chaîne de l'uranium 238 est environ égale à 600 Bq/Kg de matière sèche, valeur que l'on trouve également dans le terrain naturel sous les sédiments du lac de Saint Pardoux et qui peut constituer une évaluation de l'activité naturelle de référence des sédiments de la région.

## 2.4 Les terres de berge et milieux humides

Le transfert des radionucléides par les eaux a aussi pu se traduire par un impact sur les terres naturelles ou les tourbières dont on sait qu'elles sont particulièrement aptes à fixer l'uranium. C'est le cas par exemple du secteur des petites Magnelles dont le ruisseau du même nom est en grande partie formé par le rejet du site de Bellezane. Les mesures sur ce site concernent des sédiments prélevés dans le ruisseau ainsi que des terres de la prairie située en aval des bassins de la station de traitement. Les « dépôts du ruisseau » ne doivent pas être assimilés aux sédiments qui peuvent exister dans des cours d'eau de plus grande importance. En effet, le lit naturel du ruisseau a été détourné pour l'irrigation de la prairie. L'axe d'écoulement imposé au ruisseau est perpendiculaire à la pente principale de la prairie. Compte tenu de la faible profondeur du lit, les augmentations de débit conduisent à des débordements et les particules accumulées dans le ruisseau se redéposent dans les terres de la prairie qui peuvent alors être assimilées à des terres de berge. Les résultats disponibles sont reportés dans le tableau 1. Pour les sédiments du ruisseau, ils sont constitués d'une moyenne effectuée sur plusieurs prélèvements dans le premier tiers du ruisseau (1<sup>er</sup> ligne) et d'une moyenne similaire sur les deux derniers tiers (2<sup>ème</sup> ligne). Les résultats concernant les terres de la prairie sont une moyenne obtenue sur 7 échantillons prélevés sur une ligne transversale de la prairie en aval de la route.

Tableau 1 : Activités (Bq/kg de matière sèche) aux petites Magnelles

	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>238</sup> U/ <sup>226</sup> Ra	<sup>238</sup> U/ <sup>210</sup> Pb
Ruisseau (1 <sup>er</sup> tiers)	25218	4024	1936	6,3	13,0
Ruisseau (tiers 2 et 3)	17774	1721	538	10,3	33
prairie	42629	6478	4767	6,6	8,9

## 3. Les processus de marquage

Le marquage des sédiments, des terres de berge et de zones humides implique la présence d'une phase solide à laquelle les radionucléides sont associés. La genèse de ces marquages implique donc des processus de transport (en solution ou sous forme particulaire) et de dépôt. La compréhension de l'origine des marquages, indispensable à une action cohérente et efficace en vue de les réduire, impose donc une connaissance des processus mis en jeu. Ce sont ces aspects que le GT1 a cherché à appréhender de manière théorique en faisant appel à des spécialistes dans le domaine du transport et des dépôts de particules, de la biogéochimie et de la modélisation de ces processus. Cette analyse a également été développée sous l'angle de la remobilisation des sédiments.

### 3.1. Le piégeage des radionucléides sur la phase solide, le transport et le dépôt

Les sources de radionucléides ont été identifiées par le GT1 comme étant les travaux miniers souterrains, les stockages de résidus, les verses à stériles et les matériaux réutilisés ou laissés sur place (stériles et résidus). Sur la base des données présentées dans le paragraphe précédent, il apparaît qu'aucun marquage sous influence d'une zone de réutilisation de matériaux n'a été observé. En revanche, l'étang de la Crouzille illustre le marquage sous influence d'une verse, le pré des petites Magnelles est sous l'influence du rejet de Bellezane qui draine les eaux des travaux miniers souterrains et du stockage de résidus et pour finir le lac de Saint Pardoux est sous l'influence des rejets de travaux miniers souterrains et de mines à ciel ouvert, notamment celui d'Augères. Dans tous les cas, l'eau est le vecteur de transport entre la source et le « puits » que celui-ci soit le sédiment, les terres de berge ou encore une zone humide. De manière beaucoup plus anecdotique, on peut noter le transport anthropique à l'occasion d'opérations de curage par exemple. Par nature, ce mode de transport est bien maîtrisé, il n'a donc pas fait l'objet d'investigations particulières de la part du GT1.

Le marquage se réalise dès lors que les radionucléides contenus dans la masse d'eau sont piégés sur une phase solide immobile. Ce piégeage peut résulter de processus physiques lorsque les radionucléides sont associés à une phase solide en suspension dans l'eau et que cette phase solide est retenue et/ou de processus biogéochimiques conduisant à un transfert des radionucléides en solution vers les phases solides. Ce dernier phénomène n'est pas explicité en détail dans la présente fiche dans la mesure où de nombreux éléments sont reportés dans la fiche « traitement des eaux » rédigée par le GT1 pour le rapport d'étape 2008. Rappelons ici que les radionucléides au niveau des points de résurgence sont présents principalement sous forme soluble. Le transfert vers la fraction particulaire peut avoir lieu dans l'environnement et dans les stations de traitement des eaux. Dans ces dernières, il est particulièrement important car l'insolubilisation du radium est l'objectif fixé réglementairement.

Le transport des particules s'effectue par l'intermédiaire de l'écoulement de surface. En moyenne, seulement 10% des précipitations participent à cet écoulement, le complément étant l'infiltration et l'évapotranspiration (Figure 5). Néanmoins l'écoulement de surface est fortement dépendant de l'intensité des pluies, de l'état de saturation du sol et du couvert végétal. Ainsi il est possible d'observer des phénomènes de crues lorsque les pluies sont violentes ou que le sol est saturé. De même, un sol nu favorise le ruissellement ( Figure 6). Dans ces trois cas le transport de particules est important conduisant à une augmentation phénoménale de la turbidité des eaux. **Dans le cas du Limousin, compte tenu du couvert végétal en place, les phases d'écoulement de surface intense font suite à des pluies importantes (effet de saturation des sols) et/ou violentes (limitation de l'infiltration).**

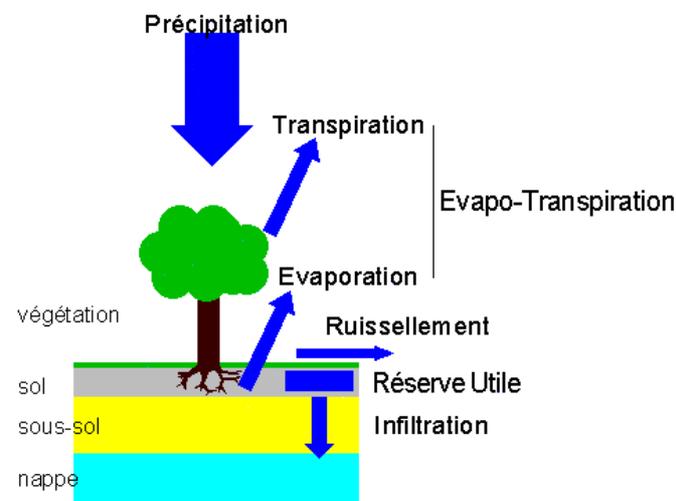


Figure 5 : Cycle hydrologique

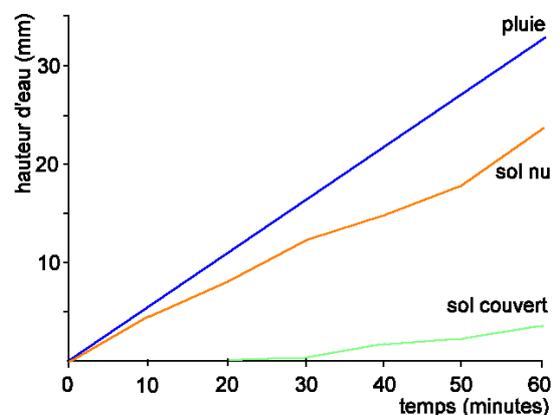
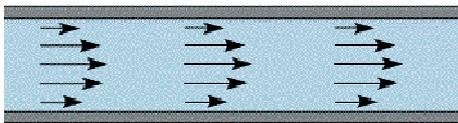


Figure 6 : importance du couvert végétal

La vitesse de l'écoulement intervient dans la capacité du cours d'eau à transporter des particules. Cette vitesse dépend non seulement de la pente mais aussi des caractéristiques du flot libre (lame d'eau ou chenalisé), de la rugosité du substrat (forces de frottement) et de la charge solide (densité du fluide). Mais le transport de matière est également contrôlé par le régime de l'écoulement : laminaire ou turbulent (Figure 7). Le régime laminaire correspond à un écoulement d'eau étalé sur de grandes surfaces ainsi qu'aux fluides visqueux comme les coulées boueuses. Pour les fluides non visqueux, la capacité de transport associée à ce type d'écoulement est faible. Au contraire, le régime turbulent présente des capacités d'érosion et de transport importantes. La composante ascendante des tourbillons et filets d'eau maintient les sédiments en suspension ou favorise leur érosion. La transition entre ces deux régimes est réglée par le nombre de Reynolds qui dépend de la vitesse, de la masse volumique, de la viscosité et du rayon hydraulique. Le régime est turbulent dans la plupart des rivières, sauf en cas de faibles débits. **En Limousin, compte tenu de la topographie et du régime des précipitations, même en tête de bassin versant, le régime est en général turbulent et donc favorable à l'érosion et au transport.**

#### Écoulement laminaire



#### Écoulement turbulent

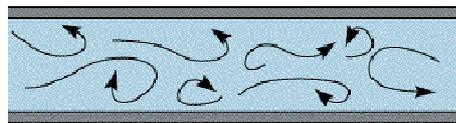


Figure 7 : Types d'écoulements influençant le transport

Le transport solide dépend de la compétence et de la capacité du cours d'eau. La compétence définit le diamètre maximum des éléments solides qui peuvent être transportés. Elle dépend uniquement de la vitesse (Figure 8). La capacité définit quant à elle la quantité maximale qui peut être transportée. Elle dépend non seulement de la vitesse mais aussi du débit et des caractéristiques de la section (rugosité).

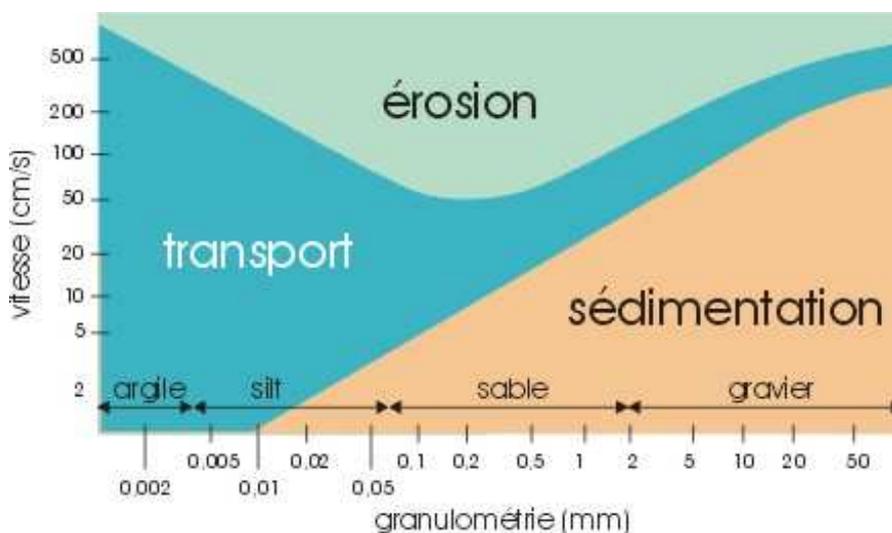
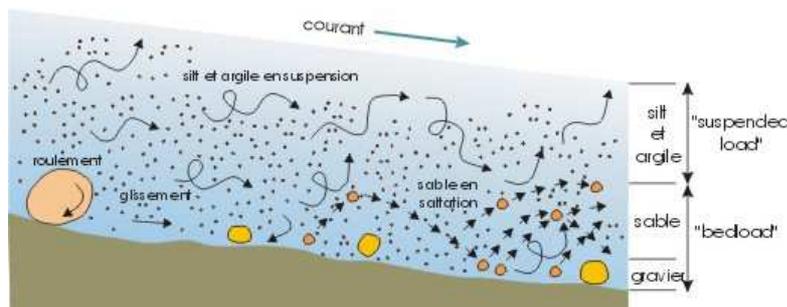


Figure 8 : La compétence - Taille des grains pouvant être transportés en fonction de la vitesse

Ainsi, plusieurs modes de transport peuvent être définis. Le roulement, la traction le long du fond, la saltation (transport par bonds, suite à des chocs successifs) et le transport en suspension. La limite entre le matériel en suspension et la charge de fond se place dans les sables fins (0,1 à 0,5 mm). Les particules fines sont facilement transportables en suspension, mais elles peuvent s'agglutiner entre elles pour donner des particules plus grosses qui rejoignent la charge de fond.



Le dépôt des particules a lieu lorsque la vitesse de l'agent de transport diminue ou lorsque cet agent de transport disparaît (fin du ruissellement, décrue de la rivière, écoulement pénétrant dans un milieu immobile (lac)). La vitesse de sédimentation est régie par la loi de Stokes ; à minéralogie constante, la vitesse de sédimentation augmente avec la taille des grains (Figure 8). Les minéraux lourds, de densité élevée, sédimentent rapidement ; les fluides très visqueux (coulées de boue) peuvent transporter des grains beaucoup plus gros que les fluides moins visqueux ; les particules allongées (paillettes de micas) ont une vitesse de sédimentation plus lente ; les particules très anguleuses génèrent autour d'elles de petits tourbillons qui ralentissent leur chute. **Dans le cas de la division minière de la Cruzille, les sédiments marqués sont principalement localisés dans les retenues.**

Dans le lac de Saint Pardoux, des mesures ont été conduites dans des pièges à particules et des sédiments de surface dans le but d'évaluer la contribution de la charge de fond dans le dépôt. En effet, le sédiment déposé résulte potentiellement d'un mélange de particules grossières (peu radioactives) tractées sur le fond et de particules plus fines (relativement actives du fait de leur grande surface d'adsorption) transportées dans la masse d'eau. Les pièges à particules captent ces particules fines, les agrégats qu'elles peuvent former, et le sédiment de surface est la résultante du mélange. Ainsi, la comparaison des activités mesurées dans les deux compartiments fournit une indication sur la proportion de la charge de fond dans le sédiment déposé. Les résultats sont reportés dans le Tableau 2. Les activités mesurées au niveau des pièges à particules et du sédiment de surface sont comparables et laissent penser que le sédiment déposé résulte majoritairement d'un flux vertical.

**Tableau 2 :** Activités moyennes déterminées dans les pièges à particules et le sédiment de surface dans l'anse de Chabannes du lac de Saint Pardoux en 2001-2002

	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{228}\text{Th}$	$^{137}\text{Cs}$
Piège à particules	6940	1475	1548	153	150	20
Sédiment de surface	7556	1330	1426	189	156	16

En milieu lacustre les dépôts se spatialisent selon le schéma suivant :

- les berges : dépôts grossiers (galets, sables) ou fins pour les petits lacs dont l'hydrodynamisme est faible ;
- les pentes et le fond : vases laminées, avec parfois turbidites ;

L'ensemble peut former un éventail deltaïque sous-lacustre. Cette formation a été observée dans le lac de Saint Pardoux avec une spatialisation marquée des sédiments révélée par le marquage en radionucléides qui privilégie les sédiments fins. L'étang de la Cruzille fait par contre l'objet de dépôts plus homogènes. L'origine de ces différences est sans doute à attribuer au régime du transport solide arrivant dans ces lacs qui dépend de la surface de bassin versant amont (plus importante pour Saint Pardoux que pour la Cruzille).

Au sein des cours d'eau, on distingue les dépôts chenalés et les dépôts de débordement. C'est par l'intermédiaire de ces derniers que le marquage des terres de berge s'opère. Le seul exemple connu sur la division minière de la Cruzille est le pré des petites Magnelles traversé dans sa partie amont par le ruisseau du même nom majoritairement alimenté par le rejet de Bellezanne.

### 3.2. Les processus biogéochimiques

Les données du suivi environnemental opéré par AREVA NC indiquent que dans les eaux d'exhaure, l'uranium et le radium sont principalement sous forme soluble. Leur piégeage dans les sédiments, les terres de berge ou les zones humides implique donc une interaction avec des phases solides soit au cours du transport soit au lieu d'accumulation. Dans les deux cas, le transfert de radionucléides en solution vers des une phase solide implique un processus physique, chimique ou biologique, exclusivement ou conjointement. Ce sont d'ailleurs ces propriétés qui sont utilisées dans les étapes de traitement des eaux avant leur rejet dans l'environnement. En effet, sur la division minière de la Crouzille, les traitements actuellement mis en place consistent en une insolubilisation par réaction chimique puis une décantation dans des bassins prévus à cet effet. Les études effectuées pour évaluer l'efficacité du traitement indiquent qu'une partie des particules formées dans les stations de traitement échappent à la décantation et sont rejetées dans l'environnement. Elles participent probablement de manière significative au marquage observé dans le lac de Saint Pardoux. Mais les radionucléides rejetés sous forme soluble ou colloïdale peuvent également s'adsorber sur des phases solides qui par la suite vont être piégées suivant les processus rappelés dans le paragraphe précédant. Ce processus n'a pas été clairement mis en évidence sur la division minière de la Crouzille mis à part dans les zones humides (tourbière des Sagnes). Enfin, il existe des interactions chimiques fortes entre le sédiment (ou la tourbe) et l'eau qui y circule. Cet aspect a principalement été analysé sous l'angle de la remobilisation des radionucléides piégés. Il apparaît que ces mécanismes sont lents (quelques dizaines d'années), influencés par les apports en matière organique.

Le moteur biogéochimique majeur est la réduction biologique du carbone organique particulaire. Au cours de ce processus les accepteurs d'électrons sont sollicités dans un ordre théorique ( $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $MnO_2$ ,  $Fe(OH)_3$ ,  $UO_2^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ). En pratique cet ordre peut être perturbé en fonction de l'état redox du milieu. Ce fait est très important car l'uranium est sous forme dissoute lorsqu'il est oxydé et précipité lorsqu'il est réduit. Ce comportement est inverse à celui du fer ce qui lorsque ces processus sont importants conduit à observer dans le sédiment des profils inverses pour ces deux éléments.

Le milieu sédimentaire et le fluide interstitiel peuvent être étudiés par carottage avec extraction du fluide (délicat) ou au moyen de capteurs *in situ* à membrane. Le flux d'eau percolant dans les sédiments peut être évalué au moyen de cloches benthiques. Aucune étude de ce type n'a été menée sur les retenues sous influence minière mais compte tenu de la forte charge en matière organique des sédiments, il est probable que ces interactions existent. Néanmoins, sur la base des analyses conduites dans les sédiments du lac de Saint Pardoux, il apparaît que les profils de l'uranium et du magnésium ne sont pas inverses à celui du fer

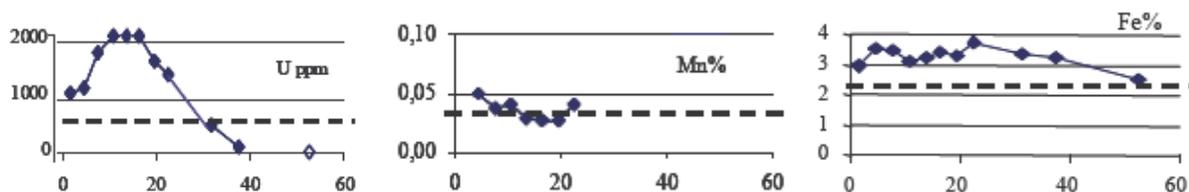


Figure 9). Cela implique que la répartition des éléments dans le sédiment n'est pas majoritairement contrôlée par les processus biogéochimiques au sein du sédiment.

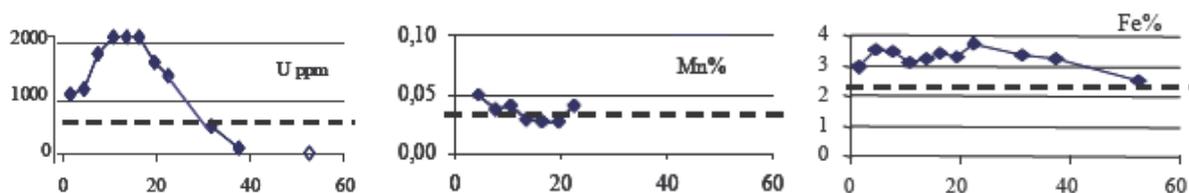


Figure 9 : concentration en U, Mn et Fe dans le sédiment de Saint Pardoux en fonction de la profondeur de sédiment

Néanmoins, il reste vrai que le système redox du fer et de l'uranium est fragile et influencé par les bactéries ferri-réductrices. Ainsi, une remobilisation de l'uranium peut être observée en cas d'évolution vers un état oxydé. Cela a notamment été observé lors de la vidange du lac de Saint Pardoux pour les opérations de curage en 2006 avec une augmentation notable de présence d'uranium dissous dans les eaux en aval du site. Ainsi, le groupe conclut que les radionucléides piégés dans le sédiment le sont de façon relativement pérenne mais que les opérations de vidange doivent faire l'objet d'une attention particulière, d'une part pour le suivi de l'entraînement des particules mais également pour la remise en solution de polluants dont l'uranium.

### 3.3. Apport de la modélisation

Le GT1 s'est intéressé aux possibilités de modélisation du dépôt des particules en intégrant les aspects géochimique conduisant à la possibilité de prédire la cartographie des dépôts marqués. Il apparaît que plusieurs outils sont disponibles. Ils ont initialement été créés pour être appliqués en rivière mais la transposition aux retenues reste envisageable. Néanmoins, leur mise en œuvre nécessite la connaissance d'un grand nombre de paramètres, parfois difficiles à obtenir.

## Conclusion-recommandation du GT1

Actuellement, les sédiments marqués constituent un élément important de l'impact des anciennes activités minières. Leur localisation n'est pas totalement connue avec précision et quand bien même leur existence est avérée, leur genèse n'est que partiellement cernée. De plus l'option de gestion retenue actuellement, le curage, n'apparaît pas satisfaisante tant d'un point de vue conceptuel qu'environnemental et économique. Le retrait de ces sédiments implique leur transport vers un autre lieu où ils seront stockés et constitue un pis aller. **Le GT1 considère donc que la réduction à la source qui conditionne la diminution du marquage doit être l'objectif premier.**

Pour la gestion de la situation actuelle :

Le GT1 souhaite que les travaux entrepris globalement par le GEP débouchent sur une valeur de l'activité massive des sédiments nécessitant leur gestion étayée par des considérations scientifiques plus approfondies. Il recommande :

- la mise en place d'une étude plus poussée sur le site de Saint Pardoux avec un bilan de matière entre l'amont, les différents rejets et la retenue afin de définir précisément l'origine du marquage persistant et son évolution ;
- la mise en place d'une recherche des zones marquées (terres de berges, zones humides, axe Gartempe) en analysant en premier lieu la topographie afin d'identifier les potentielles zones d'accumulation ;
- évaluer les conséquences environnementales et sanitaires des marquages identifiés ;
- sur la base des conclusions des travaux précédents, la mise en place d'action correctives nécessaires et d'un dispositif de surveillance de leur efficacité ;
- le cas échéant, la mise en place d'une surveillance de la qualité des sédiments, terres de berges et zones humides dont les modalités restent à définir. Il conviendra dans ce cas d'homogénéiser les modalités de surveillance des sédiments afin de pouvoir établir des bilans comparatifs. Pour répondre à cet objectif, le GT1 recommande un mode de prélèvement réduisant au maximum les biais liés aux hétérogénéités spatiales et temporelles. Pour cela, il peut être envisagé de travailler sur un grand nombre de prélèvements ou à l'aide de prélèvements intégrateurs comme par exemple des pièges à particules dans les retenues ;
- sur les cours d'eau sous influence minière, le groupe recommande :
  - d'étudier les différentes retenues afin d'identifier la présence de marquages éventuels ;
  - en cas de mise en évidence de marquage, de déterminer s'il est « historique » ou « contemporain » ;
  - étudier l'influence des vidanges des différentes retenues, notamment en termes de remise en suspension des sédiments, transport et re-déposition.