

LE DEVENIR DES METAUX PROVENANT DES ANCIENNES MINES ; L'EXEMPLE DU MASSIF CENTRAL FRANÇAIS

Hubert Bril et Jean Pierre Floch
*LASEH-géologie, Université de Limoges, 123 avenue Albert Thomas,
87060 Limoges cedex*

Article paru en 2001 dans la revue "Géologues" publiée par l'Union française des Géologues,
n° 130/131, pages 233 - 241

Le Massif central a été la plus importante région minière de France pour les métaux de base. Il est riche en anciens gisements et indices métallifères d'or, de tungstène, d'antimoine, d'uranium et aussi de plomb, de zinc ou d'argent (Bril et al., 1994). Si l'on excepte les arières antiques (Cauuet, 1991) et quelques extractions au Moyen Age ou à la Renaissance, les sites les plus importants ont été exploités dans des conditions industrielles à partir du milieu du XIXème siècle. Les principales périodes d'activité minière sont les années qui ont précédé la crise économique des années 1930, la période qui a suivi la seconde guerre mondiale et, pour les sites les plus riches en métaux, le début de la décennie 1980. Aujourd'hui, les dernières mines (or et uranium en Haute-Vienne par exemple) sont en cours de fermeture.

Dans de nombreuses zones (leucogranites de Saint-Sylvestre au nord de Limoges pour l'uranium, district de Pontgibaud dans le Puy de Dôme ou bordure ardéchoise pour le plomb...), la densité des anciennes exploitations est importante (plusieurs dizaines d'indices ou anciens gisements par cent kilomètres carrés) ; en outre, pour les gisements exploités récemment, les tonnages de minerai extraits sont énormes : 600 000 tonnes de minerai d'or à Chéni (87), 300 000 tonnes de minerai de tungstène à Engualès (12), environ 4 millions de tonnes extraites pour l'uranium à Lodève (34) etc. La mine d'or de Salsigne (11) est un bon exemple de la superposition fréquente en un même lieu d'activités diverses (Barthelemy et Legrand, 1998), exercées de manière discontinue par des sociétés différentes qui ont, pour la plupart, disparu. A l'extraction minière proprement dite se sont en effet ajoutés au fil des années, les processus de traitement physique et chimique du minerai (flottation et cyanuration), certaines activités connexes (production d'acide sulfurique) ou de transformation (pyrométallurgie).

Il en est résulté de grandes quantités de déchets (stériles miniers) de nature diverse, mais tous riches en éléments métalliques, généralement toxiques à faible concentration. Les activités minières et connexes posent donc le problème du relargage des éléments traces métalliques dans l'environnement, c'est à dire vers les eaux superficielles ou souterraines, les sédiments et vers la biosphère. Contrairement à ce que certaines politiques de communication ont laissé entendre, il n'y a pas, à la fin de l'exploitation d'une mine, moins d'éléments toxiques qu'au début, même si l'on a enlevé de grandes quantités de plomb ou d'uranium : les matériaux qui contiennent ces métaux sont beaucoup plus réactifs lorsqu'ils sont exposés à l'action de l'air et de l'eau que lorsqu'ils étaient dans leur contexte d'origine à quelques mètres ou centaines de mètres sous terre.

Des études scientifiques visant à comprendre les mécanismes du relargage des éléments traces métalliques ont donc été entreprises depuis plusieurs années dans de nombreux laboratoires à l'échelle mondiale. En France, des travaux ont été publiés ces

dernières années au laboratoire des Sciences de l'eau à Montpellier, au LASEH (Université de Limoges), au CRPG (CNRS-Nancy), à l'Université Paris VII et à celle de Lille I, à l'École des Mines de Paris, ou encore au BRGM pour les aspects appliqués. Le but de ces recherches est de caractériser les teneurs mais aussi les formes (spéciation) des éléments traces métalliques présents autour des anciennes mines. Il s'agit de connaître leur évolution dans le temps et l'espace : par exemple, quelle est la dispersion constatée ou potentielle de ces éléments, quels milieux sont contaminés et *in fine*, que peut-on faire pour remédier aux conséquences de cette présence?

Pour l'avenir, ces problèmes trouveront plus facilement des solutions si les programmes de recherches sont délibérément pluridisciplinaires et s'ils comportent à l'aval une caractérisation des conséquences physiologiques sur les organismes concernés (micro-organismes, végétaux, microfaune, macrofaune, humains) et des conséquences écologiques sur des ensembles de populations. Il est également indispensable de développer la concertation, à peu près inexistante en France à l'heure actuelle, entre les scientifiques qui mettent en évidence des processus, les bureaux d'études en environnement qui tentent d'appliquer des techniques de dépollution et les industriels miniers qui souhaitent limiter au maximum les frais de remise en état de leurs anciens sites.

Dans cet article, on se limitera aux aspects purement géologiques ou chimiques et au point de vue scientifique qui rend compte de la présence des éléments traces métalliques sur un site et de leur mobilité. Lorsque le besoin s'en fera sentir, on traitera séparément les aspects passés et actuels qui sont un peu différents. En effet, la loi de 1976 sur l'environnement et les textes postérieurs sur le même sujet imposent aux exploitants des normes plus contraignantes qu'autrefois : il est plus difficile depuis cette époque, d'abandonner un site en l'état comme cela se faisait couramment dans les années soixante-dix.

LES MODIFICATIONS ENVIRONNEMENTALES PRIMAIRES DES EXPLOITATIONS MINIERES

Outre les aspects paysagers (figure 1), perceptibles par tous et qui font généralement l'objet d'un traitement à part, les mines transforment leur environnement de façon moins visible.



Figure 1 Vue actuelle du site d'Enguialès (Aveyron), où jusqu'en 1979, date de la fermeture, les stériles ont été déversés à même la pente (Cliché A. Courtin)

On peut résumer ces impacts de la manière suivante :

1. Le creusement des galeries modifie profondément les voies naturelles de circulation des eaux souterraines et crée des exhaures à flanc de collines. A une autre échelle, l'utilisation des explosifs fragilise des zones plus riches en éléments traces métalliques que la moyenne, en multipliant les réseaux de microfissures. Il en résulte une augmentation importante de la perméabilité des zones exploitées, même si les anciennes galeries sont parfois remblayées avec les résidus du traitement (mines du Bourneix en Haute Vienne par exemple).
2. Les déchets miniers (ou haldes) sont rassemblés en terrils ou en bassins de décantation (figure 2) : à Salsigne (11) chacun d'eux contient plusieurs centaines de milliers à quelques millions de tonnes de stériles riches en éléments traces métalliques. En effet, les teneurs de coupure étant de l'ordre de un ou quelques pour cents pour la plupart des métaux de base et inférieurs à une dizaine de grammes par tonne pour l'or, les quantités de stériles sont considérables : chaque kilo d'or produit implique cent tonnes de déchets à 1% d'arsenic. De plus, leur broyage, préalable nécessaire au traitement du minerai, les a réduits en une poudre fine (dans la gamme 50-150 μm) ce qui accroît dans des proportions importantes la surface spécifique totale et donc les possibilités de contact entre les eaux météoriques et les phases solides porteuses des éléments traces métalliques.



Figure 2 Photo aérienne (1997) des haldes de Chéni (Haute Vienne) ; fermeture, 1944 (Cliché MF André)

3. Les matériaux situés sur le trajet des eaux souterraines (galeries de mines, anciennes mines à ciel ouvert remblayées par des stériles) ou stockés au sein des haldes, sont sujets à une forte instabilité chimique dans les nouvelles conditions d'oxydo-réduction auxquelles ils sont soumis puisqu'ils contiennent naturellement plusieurs pour cent de sulfures de métaux, instables en conditions oxydantes. Cette altération, phénomène universel dans les haldes ou les anciennes galeries, est très rapide (de quelques mois à quelques années ou dizaines d'années après l'ouverture des travaux). Elle conduit à la libération de métaux et de grandes quantités d'ions sulfate (SO_4).

QUELQUES EXEMPLES DE CONTAMINATION DU MILIEU NATUREL PAR LES ANCIENNES MINES

La libération des éléments traces métalliques est un phénomène qui concerne toutes les exploitations minières, anciennes ou récentes et qui présente de nombreux processus dont on rappellera ci-dessous les plus importants. Selon la position des sites concernés par rapport à

leur environnement (topographie, climat, perméabilité, nature de la roche-mère, végétation, type de percolation de l'eau, mais aussi nature des travaux, mode d'exploitation...), selon la nature des activités connexes, c'est l'un ou l'autre de ces aspects qui dominera.

1. De manière générale, l'oxydation des sulfures et les rejets miniers acides

Les rejets miniers acides (ou drainage minier acide) affectent de manière parfois spectaculaire (forte coloration orange des eaux et des sédiments, figure 3), tous les sites miniers. Ils sont le résultat de la transformation sous l'action de l'eau, des sulfures tels la pyrite (FeS_2) ou l'arsénopyrite (FeAsS), en composés oxydés du fer (figure 4). Ils constituent la manifestation la plus connue de l'impact des activités minières. Les réactions d'oxydation sont facilitées par les fissures des galeries et la faible granulométrie des matériaux au travers desquels percolent les eaux météoriques. Celles qui affectent le sulfure le plus répandu, la pyrite, peuvent être écrites de la manière suivante :

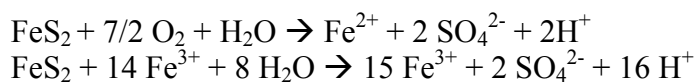
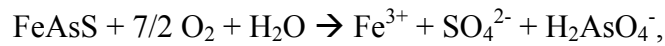


Figure 3 : Drainage minier acide. La couleur orange est donnée par les oxydes et hydroxydes de fer chargés en arsenic (Cliché A. Courtin)

L'oxydation des sulfures entraîne donc une forte acidification des eaux : il n'est pas rare de mesurer à la sortie de certaines galeries ou sous certains terrils, des pH inférieurs à 3 ou même négatifs (Nordstrom et al., 2000). Cette acidification inhibe ou gêne considérablement le développement de la vie, mais aussi déplace les équilibres toujours fragiles entre métaux, colloïdes, ligands et solutions. Au total, de grandes quantités d'éléments en provenance des haldes ou des anciennes galeries sont mis en solution. C'est le cas par exemple, du fer (et du soufre) contenus dans la pyrite des amas pyriteux cuprifères (Chessy et Sain Bel dans la vallée de la Brévenne, 69), du plomb des gisements de galène argentifère ou des sulfosels de Pb-Sb qui étaient des minéraux pénalisants pour l'exploitation respectivement du cuivre, de l'argent et de l'antimoine et qui avaient donc été rejetés avec les stériles.

Dans le cas de l'arsenic, dont le porteur le plus connu, l'arsénopyrite (ou mispickel) est un accompagnateur de nombreux métaux (dans le Massif central, U, W, Sb, Au), la réaction d'oxydation la plus fréquente,



provoque la mise en solution d'arsenic et de fer et l'acidification des eaux.

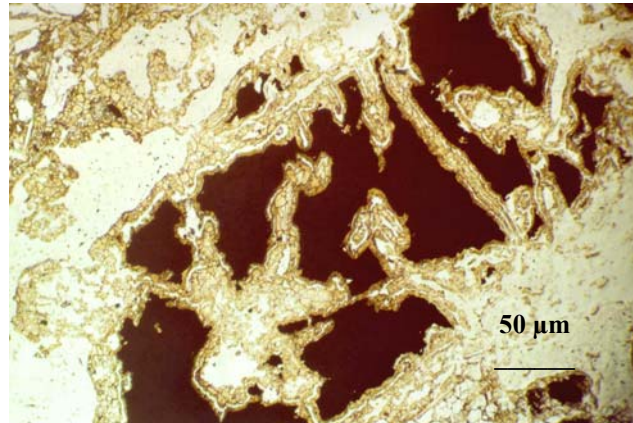


Figure 4 : Altération d'un sulfure Fe As S (en noir massif sur la photographie); on constate que des produits d'oxydation différents se forment à partir de l'altération d'un seul minéral (Cliché A. Courtin).

Dans l'ancienne mine de tungstène d'Enguialès (12), nous avons mesuré un pH compris entre 2.7 et 2.9 dans les eaux d'exhaure à flanc de colline. Ces eaux se mélangent ensuite à un ruisseau qui se jette dans le Lot, deux kilomètres en aval des anciens travaux miniers, avec un pH de 3.6 pour un débit moyen de 2000 L/mn.

Tous les processus qui viennent d'être décrits sont rapides y compris à l'échelle humaine. De plus, lorsque le lessivage par les eaux superficielles ou souterraines est intense, lorsque les barrières mises en place lors du réaménagement sont inexistantes ou peu efficaces, les flux d'éléments traces métalliques se chiffrent en tonnes par an à la sortie de plusieurs sites ou districts du Massif central.

2. Les repiégeages in situ et leur stabilité à moyen et long terme

Nous venons de voir que l'oxydation des sulfures libérait les éléments traces métalliques présents sur les anciens sites miniers ou à proximité. Les investigations qui ont été faites par de nombreux auteurs montrent qu'en quelques années, même dans les environnements non silicatés, les sulfures ont pratiquement disparu des haldes et ont été fortement altérés dans les anciens bassins de décantation (pourtant peu perméables) qui reçurent les boues issues du traitement des minerais (Jambor et al., 2000). En conséquence, un calcul simple permet de montrer que si l'un de ces bassins contenait par exemple 1000 tonnes de galène (PbS), c'est 800 tonnes de plomb qui en ont été extraites du seul fait de la déstabilisation des sulfures. De plus, pour diverses raisons qui tiennent au fait que les produits stockés sont généralement des résidus de laverie ou de fonderie, les matériaux soumis à l'altération météorique sont fortement enrichis en éléments traces métalliques par rapport au minerai brut : sur le site de l'ancienne mine d'or du Châtelet (23), les haldes contiennent en certains points plus de 35 % As.

Une partie des éléments traces métalliques libérés a été re piégée sur place, à l'intérieur des haldes ou à leur surface, par la formation de nouvelles phases solides. Ces phases secondaires sont très variées en nature, en composition et en stabilité : ce sont des produits amorphes en particulier ferrifères, des oxydes, des oxyhydroxydes, des carbonates et des sulfates (gypse, epsomite...), présentant des degrés d'hydratation variés. Leur composition et leur nature dépendent des conditions environnementales proches : pH-Eh des eaux, intensité du lessivage (rapport eau-roche), alternance de périodes de saturation et de désaturation dans les zones où sont stockés les déchets, mais aussi nature des éléments majeurs et des éléments traces métalliques qui peuvent intervenir dans les réactions.

Mais sur le long terme, ces phases néoformées immobilisent-elles durablement les éléments traces métalliques en les empêchant de rejoindre le réseau hydrographique ou les nappes phréatiques ?

Certaines de ces phases, mal cristallisées, sont riches en éléments traces métalliques et facilement lixiviables. Elles ne constituent donc qu'un piégeage temporaire. Par la suite, si le système (par exemple, le bassin de décantation) est proche de l'équilibre, elle recrystallise parfois, en donnant d'autres minéraux plus stables mais en rejetant les éléments traces métalliques qu'elles contenaient. Ainsi, le fer libéré par l'oxydation de la pyrite se précipite assez rapidement avec un certain nombre d'autres éléments potentiellement toxiques comme l'arsenic, sous forme d'oxyhydroxydes de fer peu ordonnés que l'on réunit sous le vocable de ferrihydrite. La recrystallisation de ces produits en goethite, hématite ou autres conduit à l'expulsion des éléments traces métalliques co-précipités avec les premiers oxyhydroxydes de fer mal cristallisés (Courtin, 2001). En d'autres termes, le relargage des éléments traces métalliques intervient en deux fois, la première fois lors de l'altération des sulfures et la seconde lors de la recrystallisation des produits mal cristallisés.

Il existe de nombreuses formes de piégeage des éléments traces métalliques sur les sites ou à proximité; par exemple Roussel et al. (2000) ont montré que tout le plomb encore présent dans un ancien bassin de décantation (mine de La Petite Faye, 23) était aujourd'hui piégé sous forme de beudantite, sulfate arsenié de plomb, et qu'une partie importante de l'arsenic était sous forme d'un oxyde hydraté d'arsenic et de fer, la scorodite. Cela signifie que l'immobilisation du plomb et de l'arsenic sur le site est liée à la solubilité de ces minéraux dans les conditions qui y règnent aujourd'hui. Des essais de lixiviation en laboratoire sur ces phases permettent de tester la stabilité de ces nouveaux composés dans une gamme assez large de conditions de pH et de potentiel redox. Dans le cas qui vient d'être cité, la beudantite est relativement stable sur le long terme tandis que le piégeage par la scorodite est moins efficace (figure 5) dans les conditions qui règnent actuellement sur le site.

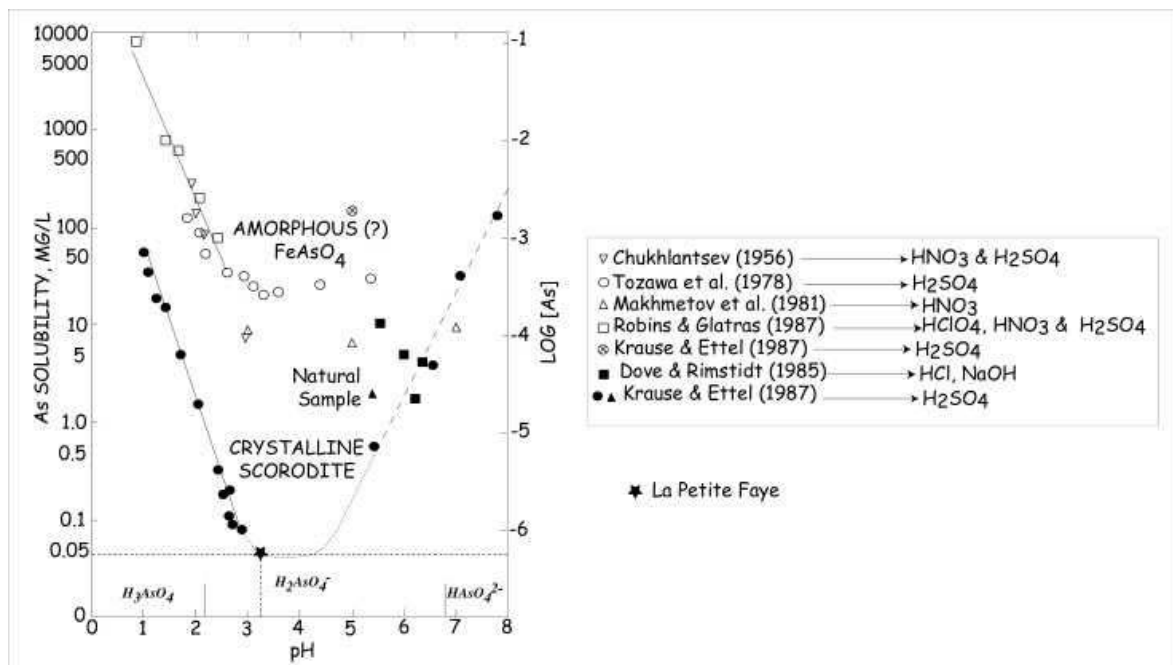


Figure 5 : Solubilité de la scorodite en fonction du pH. La solubilité de FeAsO₄ est 1000 fois plus importante lorsque cette phase est sous forme amorphe que lorsqu'elle est cristallisée. Les points correspondent à des expérimentations en laboratoire. Dans les conditions qui règnent à La Petite Faye, (pH3,2 – étoile en bas de la figure), la solubilité de la scorodite est pratiquement la plus faible possible. Fe et As sont donc piégés efficacement.

En effet, si les conditions physico-chimiques d'un site sont modifiées, par exemple lors d'un réaménagement irréflecti (destruction d'un terril pour des motifs de visibilité dans le paysage), on court le risque de libérer As et Pb lors de la destruction des phases secondaires qui les ont repiégés. Dans les conditions actuelles, il y a donc peu de risques à La Petite Faye, que le plomb et l'arsenic ne soient libérés car la digue du bassin de décantation est suffisamment étanche.

Les recristallisations de phases solides concentrant le soufre et les éléments traces métalliques à la surface des haldes posent aussi d'autres problèmes car elles constituent lors des périodes sèches de l'été notamment, un réservoir de matériaux sujets à une dispersion aérienne. Dans le cas des bassins de décantation de résidus porteurs d'uranium, il y a aussi des risques d'émanations de gaz (descendants de l'uranium) plus ou moins radioactifs pour des durées qui varient de quelques jours à quelques milliards d'années.

3. Les charges en ETM des eaux superficielles : contamination aiguë ou chronique ?

Selon l'étanchéité des digues, les éléments traces métalliques mis en solution peuvent être immobilisés sur place ou à proximité du site. Ils peuvent aussi être exportés et leurs concentrations dans l'eau varier dans de fortes proportions. Sur le site limousin de l'ancienne mine d'or de Chéni, Roussel et al. (1998) ont mis en évidence des variations considérables de ces concentrations dans les eaux superficielles ou souterraines : multiplication par un facteur cent pour le même élément (l'arsenic) et pour le même point de prélèvement (de moins de 100 à plus de 9000 µg/l alors que la valeur maximale admise pour les rejets de ce type est de 100 µg/l). D'autres exemples non publiés font état des mêmes tendances.

Les raisons de ces variations tiennent à l'environnement naturel de la zone considérée et aux aléas climatiques : une forte pluie d'été peut remettre en charge une nappe phréatique ou expulser une eau contaminée d'une ancienne galerie de mine (effet siphon) ; une modification même faible du pH de l'eau provoque une variation des charges de surface des colloïdes et donc la libération des éléments traces métalliques qui étaient adsorbés sur ces particules. La caractérisation d'une pollution ne peut donc jamais être le fait d'une seule analyse (figure 6) ; elle doit faire l'objet de mesures précises sur au moins un cycle hydrogéologique complet.

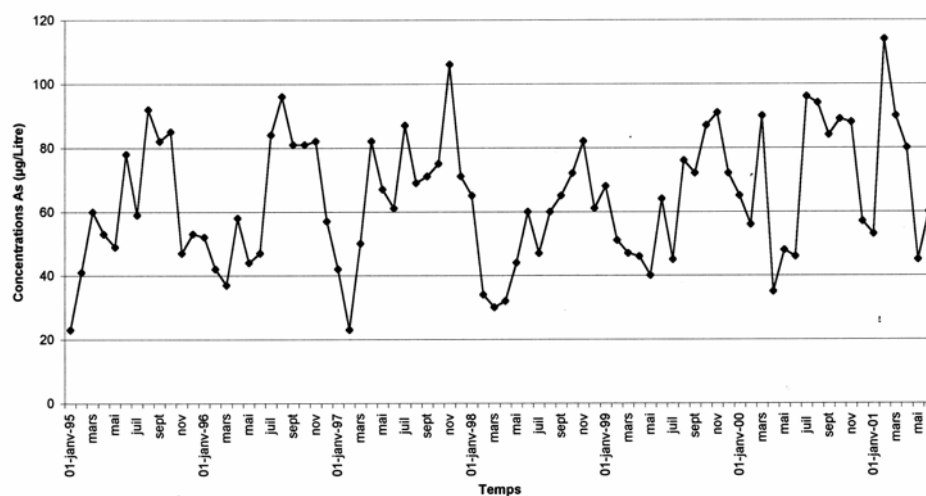


Figure 6 : Variabilité des concentrations en arsenic dans des eaux d'exhaure d'une ancienne mine de Janvier 1995 à juin 2001 – Fin des travaux miniers : 1993.

De la même façon, les changements naturels de l'acidité des eaux météoriques (après un orage) peuvent affecter de manière très forte la solubilité de tel ou tel élément à l'intérieur d'un ensemble de stériles miniers et par là même augmenter les concentrations dans l'eau de l'élément considéré. Il se crée au niveau de chaque site un certain équilibre des conditions thermodynamiques (pH-Eh par exemple) qui a pour principale conséquence de rendre délicate toute modification de la configuration qui reviendrait à changer ces conditions. Le seul remède viable est donc celui de la création de barrières ou la mise en sarcophage.

4. Les sédiments des rivières et des lacs

Les mesures de concentrations en éléments traces métalliques et les normes qui en ont été tirées pour préserver la santé humaine, ne tiennent compte que des quantités en solution, c'est à dire de ce qui est réellement dissout et d'une partie de la fraction colloïdale : les prélèvements sont filtrés sur des membranes à 0,45 µm. Ce protocole est justifié au moins en partie, puisque l'eau que nous consommons est aussi filtrée ! Néanmoins, la question de l'exportation par les cours d'eau, de fines particules appelées matières en suspension (MES), est préoccupante. Comme nous l'avons vu, l'impact le plus évident (mais le moins connu) des travaux miniers est une augmentation dans des proportions considérables des surfaces spécifiques des matériaux concernés du fait de la fragmentation des roches lors des tirs à l'explosif nécessaires à l'abattage du minerai et lors du broyage qui précède le traitement.

A chaque épisode pluvieux de forte intensité ou de longue durée, les stériles et les anciennes galeries sont soumis à une forte érosion. En d'autres termes, à chaque fois, plusieurs tonnes de déchets miniers c'est à dire plusieurs dizaines de kilogrammes d'éléments traces métalliques sont amenés vers le réseau hydrographique sous forme de matières en suspension. Contrairement à ce que l'on pourrait penser en première approximation, il s'agit du mode principal d'exportation de ces éléments à partir d'un site minier. Sur l'un des sites que nous avons étudiés nous avons constaté que les flux arséniés liés aux matières en suspension étaient plusieurs centaines de fois supérieurs aux exportations du même élément sous forme dissoute (Roussel et al., 1998). Ces éléments traces métalliques se retrouvent ensuite dans les sédiments (sable, vase...) des rivières, des étangs ou des lacs, abondants dans tout le Massif central.

Là encore le problème est celui de la stabilité des liaisons entre les éléments traces métalliques et leurs supports, que l'on appelle « matières en suspension » dans la gamme 1 µm - 1 mm, et "colloïdes" entre 0,01 µm et 1 µm. Les variations minimales des conditions de milieu, peuvent-elles provoquer un relargage temporaire des éléments traces métalliques ou autrement dit, les faire passer en solution ?

Pour étudier ces phénomènes et prévoir leurs effets, on utilise les extractions chimiques sélectives ou les extractions séquentielles : un sédiment riche en métaux est soumis à des attaques par des réactifs de plus en plus forts ou par un réactif spécifique. L'analyse des concentrations en chaque élément après chaque attaque (figure 7) permet de déterminer la qualité du support : fraction adsorbée, liée à la matière organique, aux carbonates etc. En d'autres termes, les extractions chimiques permettent de savoir si les éléments traces métalliques sont facilement relargables et dans quelles conditions. Certains chercheurs emploient le terme de « biodisponible » pour les extractions les plus faciles, à des pH proches de la neutralité.

Par exemple, la mobilisation de l'uranium se fait en milieu oxydant tandis que son piégeage intervient en milieu réducteur. La circulation de l'eau dans les anciennes galeries de mines provoque donc une exportation de particules fines parmi lesquelles se trouvent des oxydes d'uranium vers les cours d'eau ou les lacs avoisinants. Du fait de leur densité, ces phases porteuses d'uranium se déposent assez rapidement lorsque le ruisseau qui les transporte

se jette par exemple dans un étang ou un lac. Sur le fond, l'uranium est mêlé à des sédiments riches en matière organique fortement réductrice (vase), ce qui crée un piègeage assez efficace jusqu'à une oxydation éventuelle du milieu qui peut se produire lors des vidanges périodiques effectuées par les gestionnaires des réservoirs. Cela signifie que le nettoyage décennal peut provoquer l'exportation d'éléments toxiques du fait de la remise en solution de l'uranium contenu dans les sédiments au sein desquels il était stable.

Là encore, les contaminations potentielles sont liées aux possibilités de circulation des eaux et des sédiments. Par exemple, dans les lacs miniers qui sont généralement profonds puisqu'il s'agit souvent d'anciennes mines à ciel ouvert remises en eau, on observe une stratification durable des eaux : les plus minéralisées, les plus denses et les plus froides restent confinées près du fond sans participer aux brassages saisonniers que l'on observe d'ordinaire dans les plans d'eau (Paquette et al., 2000). Le problème est évidemment très différent dans les rivières.

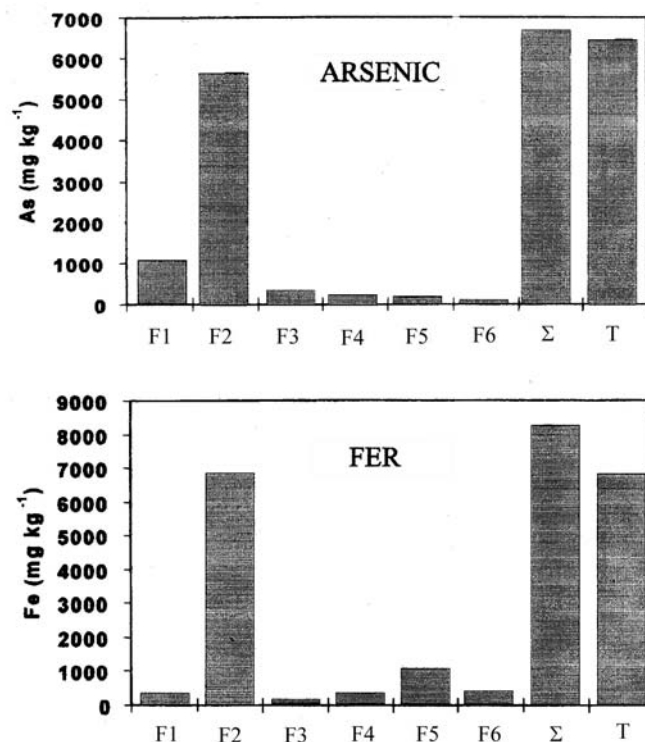


Figure 7 : Les extractions chimiques séquentielles permettent de connaître la façon dont un élément est lié à son support ; de F1 à F6 les fractions sont de moins en moins mobilisables. Ces mesures ont été réalisées sur des matières en suspension récoltées à l'aval du district minier de Saint Yrieix. On remarque que le fer et l'arsenic ont le même comportement et qu'ils sont contenus dans les fractions 1 et 2, les plus lixiviables. Σ = somme des fractions F1 à F6 ; T = analyse globale faite en parallèle avec solubilisation totale de l'échantillon. (d'après Roussel et al., 2000).

QUELS SONT LES RISQUES DANS LE MASSIF CENTRAL ?

Dans le sud de l'Espagne en avril 1998, un peu en amont du Parc Naturel de la Doñana, dans le célèbre district minier de Rio Tinto, cinq millions de mètres cubes (entre 8 et 10 millions de tonnes) de stériles pyriteux ont été rejetés dans un affluent du Guadalquivir à la suite de la rupture d'une digue. En Roumanie, le 30 janvier 2000 à la mine d'Aurul, un épisode pluvio-neigeux de forte intensité a provoqué le déversement dans un affluent du Danube, de 100 000 m³ de boues liquides contenant de 100 à 400 mg/Litre de cyanure, qui est une substance utilisée dans les procédés de concentration du minerai d'or. Dans le Massif central, les risques de telles pollutions catastrophiques sont faibles pour les mines anciennes et pour

celles qui ont fermé récemment.

Cependant, les districts minéralisés du Massif central relarguent quotidiennement des eaux qui contiennent des métaux dissous ou particuliers. Dans la rivière l'Isle à l'aval du district aurifère de Saint-Yrieix-La-Perche, exploité de 1911 à 2001, des concentrations en arsenic dissous (et colloïdal) de plus de 100 µ/L ont été relevées à plusieurs reprises, ce qui signifie que les flux annuels sont de plusieurs tonnes par an. Cette pollution provient du lessivage des stériles miniers comme on l'a vu, mais aussi de relargage à partir des sédiments déposés dans la rivière et sans doute aussi de l'arsenic provenant des formations géologiques régionales, naturellement riches en cet élément. Les cours d'eau transportent également, surtout après des orages ou des fortes pluies, des matières en suspension sur lesquelles sont piégés des métaux. Les quantités concernées dépendent à la fois des conditions climatiques, du contexte géochimique et minéralogique et de la nature des éléments considérés.

Tous les éléments traces métalliques présents dans l'environnement ne proviennent pas uniquement des mines : certaines formations géologiques (des gneiss, des granites, des basaltes etc.) ou certaines structures géologiques (des fractures) sont naturellement riches en métaux. C'est le cas de la faille d'Argentat en Limousin qui contient plusieurs centaines de milligrammes d'arsenic par kilo de roche à certains endroits. Ce chiffre est à comparer aux valeurs moyennes dans la croûte terrestre qui sont inférieures à 20 mg/kg. C'est aussi le cas, dans des districts miniers actuels ou anciens (Saint-Yrieix-La-Perche, Bénévent-l'Abbaye en Limousin, Brioude-Massiac en Auvergne, le Collet de Dèze dans les Cévennes etc.), de certains sols ou de certaines fractures qui sont susceptibles de constituer des aquifères utilisés pour l'eau potable. En conséquence, certaines sources captées présentent de temps à autre et de manière assez irrégulière, des concentrations en arsenic ou en métaux bien supérieures aux normes. Il n'existe que deux remèdes : abandonner les captages ou traiter les eaux concernées.

QUELS REMEDES ?

Dans le cas des anciennes mines, les remèdes potentiels sont nombreux mais leur coût peut varier dans de grandes proportions. Ils doivent donc être adaptés au but poursuivi et dans certains cas on doit choisir entre deux "maux" : par exemple faut-il diminuer l'acidité d'un ruisseau ou sa concentration en un élément polluant. Néanmoins, après le recensement par les DRIRE des « sites potentiellement pollués », un certain nombre de précautions doivent être prises dans tous les cas :

1. La connaissance des aléas. Ce n'est pas parce qu'il n'y a pas d'analyses qu'il n'y a pas de pollution. Il importe de caractériser le danger : localisation cadastrale et calcul des volumes des zones riches en éléments traces métalliques, niveau des teneurs en roche totale ou en sol total ; connaissance aussi de leur forme (spéciation) : les éléments traces métalliques sont-ils mobiles ou pas, comme nous l'indiquent la nature minéralogique (au sens large) des phases solides qui les contiennent ou les tests de lixiviation ; de manière plus spécifique à chaque site, la mise en évidence de l'écoulement et des transferts d'eau ou d'oxygène au sein des haldes est nécessaire.
2. La connaissance de l'environnement des sites : de nombreuses anciennes mines se situent dans des endroits peu fréquentés, à la différence des anciens sites industriels qui sont implantés dans des zones aujourd'hui urbanisées. Il n'y a donc peut-être pas lieu d'entreprendre des travaux titanesques. Néanmoins, il importe de savoir quel est le devenir des eaux superficielles et souterraines : présence de nappes, de captages, de réservoirs d'eau potabilisable, présence et destination (pêche, tourisme, boisson...) des cours d'eau ou des retenues. De manière plus marginale, car la fertilité n'est pas une caractéristique connue des haldes minières, quelle est l'occupation agricole de ces lieux.

3. Le type de réaménagement le plus simple consiste à confiner les sites, c'est à dire à restreindre le mouvement des eaux de pores en provenance des haldes et chargées en éléments traces métalliques, vers les eaux environnantes superficielles ou souterraines. La mise en place de digues ou de bassins de rétention empêche que l'érosion des haldes ne provoque l'exportation des éléments traces métalliques sous forme de matières en suspension dans les cours d'eau, et limite ainsi le dépôt de sédiments riches en métaux. Une autre méthode de confinement, utilisée par exemple au Canada sur des sites pour lesquels la configuration topographique l'autorise, est l'immersion pure est simple des anciennes excavations (Catalan et al., 2001). Mais ce genre d'opération nécessite un certain nombre de précautions : outre l'absence de fuites, la neutralisation du matériel par apport d'alcalins ou de chaux est parfois requise. Il est également nécessaire de restreindre ensuite les usages de l'eau sur ces sites (bassins de confinement ou eau potable par exemple).
4. Enfin le réaménagement doit être global ou du moins prendre en compte tous les paramètres. Pour l'une des zones que nous avons étudiées, le réaménagement envisagé par l'exploitant privilégiait l'aspect paysager (celui qui permet la meilleure communication) et proposait l'aplanissement d'un terribil haut d'une trentaine de mètres. Cela aurait provoqué le relargage des métaux qu'il contenait car les conditions de pH et Eh auraient été très fortement modifiées. De même le dragage intempestif des sédiments au fond d'un réservoir provoque neuf fois sur dix une remise en solution des éléments traces métalliques.
5. D'autres interventions sont plus technologiques. Parmi les plus employées, Jambor et al. (2000), privilégient le contrôle de l'oxydation des sulfures par l'implantation complémentaires de barrières organiques.

LES AUTRES SOURCES POTENTIELLES DE METAUX DANS L'ENVIRONNEMENT

Parmi les activités anthropiques, il n'y a pas que les mines et leurs annexes qui constituent une source potentielle de métaux : les industries métallurgiques et leurs dérivés ont été et demeurent une source importante de métaux lourds. Il faut citer également les inhibiteurs riches en arsenic et autres éléments traces dans les désherbants agricoles, les imbrûlés des usines d'incinération des déchets ménagers où les métaux sont très concentrés, les fumées de tous les types de combustions, les boues des stations d'épuration urbaines qui contiennent aussi des métaux et que l'on élimine par des épandages agricoles etc. La méthode de la mise en décharge très surveillée (dite de classe 1) n'est pas toujours appliquée ou applicable et le sera de moins en moins. Parfois aussi, les anciennes mines sont pressenties pour accueillir d'autres déchets industriels : il existe des plans précis (Diehl, 2001) sur plusieurs sites européens (France, Massif central et Massif armoricain; Allemagne, Saxe et Thuringe ; République tchèque...). Cette idée, à priori séduisante, ne ferait que compliquer les problèmes car il est difficile de traiter simultanément des polluants différents au comportement différent.

C'est à cause de toutes ces applications potentielles qu'il est nécessaire d'étudier les pollutions minières : dans tous les cas qui viennent d'être cités, les mécanismes sont identiques, même si les concentrations ou les enjeux sont différents. Mais ce n'est pas parce qu'une zone contient des métaux qu'elle est polluée ou susceptible de l'être ; il faut que les métaux soient mobilisables et qu'ils passent dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire d'un des deux vecteurs principaux que sont l'eau et les organismes vivants (végétation, animaux).

Remerciements

Nous remercions la région Limousin qui soutient financièrement les recherches du LASEH. Nous remercions également les chercheurs du LASEH et plus particulièrement Alexandra Courtin et Cécile Grosbois pour leur aide dans l'amélioration du manuscrit.

BIBLIOGRAPHIE

- Barthelemy F., Legrand H., 1998 - Rapport à Madame la ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement et à Monsieur le secrétaire d'Etat à l'industrie relatif à Salsigne (Aude), www.environnement.gouv.fr, 37 pages.
- Bril H., Marignac C., Cathelineau M., Tollon F., Cuney M. et Boiron M.C., 1994 - Metallogenesis of the French Massif central : time-space relationships between ore deposition and tectonomagmatic events. In Keppie D. Ed., *Pre-Mesozoic geology in France and related areas*. Springer-Verlag p. 379-402.
- Cauuet B., 1991 - l'exploitation de l'or en Limousin, des Gaulois aux Gallo-romains. Annales du Midi, Privat éd., Toulouse, t 103, n° 194, p. 149-181.
- Catalan L.J., Merlière E., Bliss M., 2001 - Evaluation of lime requirements to neutralize pre-oxidized sulphidic mine tailings prior to submergence. *Securing the future, proceedings of the international conference on mining and the environment, Skelleftea, Sweden*, p.72-84.
- Courtin A., 2001 - Mobilité de l'arsenic, liaisons arsenic-fer et spéciation de l'arsenic dans les haldes d'anciennes mines du Massif central français. *Thèse, Université de Limoges*, 375 pages.
- Courtin A., Bril H. and Néel C., 2000 – Arsenic iron crust developed within tailings of a former metallic mine – p. 1029-1032. Proc. Vol. III, *1st International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining areas, July 2000, Essen*.
- Diehl P., 2000 - Uranium mining and milling wastes : an introduction. www.antenna.nl, 10pages.
- Jambor J.L., Blowes D.W., Ptacek C.J. 2000 - Mineralogy of mine wastes and strategy for remediation. *EMU notes in Mineralogy*, 2, 7, 255-290.
- Néel C., Courtin A., Dutreuil J.P., 2000 - Governing factors of soil development on As-Pb enriched tailings of a former gold mine p. 987-991. Proc. Vol. III, *1st International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining areas, July 2000, Essen*.
- Nordstrom D.K., Alpers C.N., Ptacek C.J., Blowes D.W. 2000 – Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environ. Sci. Technol.* 34, 254-258.
- Paquette Y., Blachère A., Lefebvre O., Guise Y., Barrière J.P. 2000 - Les lacs miniers des exploitations à ciel ouvert du Massif central : qualité et évolution. *Chronique de la Recherche minière n° 541, éditions BRGM*, 85-101.
- Roussel C., Bril H., A. Fernandez. 1998 - Hydrogeochemical survey and mobility of As and Heavy metals on the site of a former gold mine (Saint-Yrieix mining district, France). *Hydrogeologie*, n°1, p. 3-12.
- Roussel C., Néel C., H. Bril 2000, Minerals controlling arsenic and lead solubility in an abandoned gold mine tailings. *The Science of the Total environment*, 263, 209-219.
- Roussel C., Bril H., A. Fernandez, 2000 - Arsenic speciation : involvement in the evaluation of environmental impact caused by mine wastes. *J. Environ. Qual.* 29, 182-188.