

# Qualité des eaux après fermeture des mines : remplissage initial, évolution transitoire, stabilisation à long terme et gestion environnementale

J.-M. SCHMITT<sup>1, 2</sup>

E. LEDOUX<sup>1, 2</sup>

P. COMBES<sup>1</sup>

<sup>1</sup> École des mines de Paris  
Centre d'informatique  
géologique

35, rue Saint-Honoré  
77305 Fontainebleau Cedex  
schmitt@cig.ensmp.fr  
combes@cig.ensmp.fr  
ledoux@cig.ensmp.fr

<sup>2</sup> CNRS, UMR Sisyphe 7619  
Structures  
et Fonctionnement  
des Systèmes hydriques  
continentaux

## Résumé

L'exploitation minière entraîne, pendant et après la phase d'extraction, différents types de perturbation du régime hydrogéologique local et de la qualité des eaux. Ces perturbations sont décrites ici et analysées en s'appuyant sur des études et des modélisations réalisées sur plusieurs anciennes mines métalliques. Les résultats présentés permettent d'envisager une gestion environnementale appropriée des anciennes exploitations.

*Mots-clés* : exploitation minière, hydrologie, hydrochimie, modélisation, environnement.

# Mine water quality after decommissioning : initial water-infill, transitory drainage discharge, long-term steady-state, and environmental management

## Abstract

The mining of metalliferous deposits induces, during and after operation, an important alteration of local hydrology and hydrochemistry. The effects on water quality of the different stages of mine operation are summarized in this paper. Hydrochemical modeling also enables to discuss the critical factors of such systems and to suggest some preventive measures for mines approaching closing time.

*Key words* : mine-closing, water quality, hydrology, hydrochemistry, environmental management.

## Introduction

L'exploitation en travaux miniers souterrains (TMS), à une échelle industrielle et par des méthodes classiques, nécessite très généralement le dénoyage des ouvrages qui seraient autrement envahis par les eaux provenant des terrains encaissants. Elle engendre ainsi, pendant et après la période d'activité, des perturbations notables du régime hydrodynamique naturel, qui s'accompagnent le plus souvent d'une dégradation de la qualité des eaux. Ces phénomènes sont analysés ici en s'appuyant sur des études réalisées sur plusieurs anciennes mines métalliques.

On s'est attaché quasi exclusivement dans ce qui suit au cas exemplaire des minéralisations sulfurées, qui correspond aux phénomènes les plus spectaculaires, et aussi les plus préoccupants dans ce domaine pour l'environnement (drainage acide, libération de métaux en solution...). L'impact potentiel des stériles et des résidus miniers (Schmitt, 2000) est volontairement passé sous silence, et l'on s'attachera à l'exploitation souterraine proprement dite en distinguant : la période d'exploitation, la phase de ré-ennoyage des travaux, la période d'évolution transitoire, et la stabilisation à long terme de la qualité des eaux de mine.

L'analyse détaillée des phénomènes, qui s'appuie sur des modélisations géochimiques, permet d'envisager les différentes mesures techniques susceptibles de minimiser, à chacune de ces étapes, les impacts hydrochimiques de l'après-mine, tant en importance qu'en durée, et de s'affranchir du coût d'un traitement des eaux de longue durée.

## Aspects principaux de l'hydrogéologie et de l'hydrochimie minière

Le dénoyage des ouvrages constitue évidemment l'aspect majeur de l'exploitation minière sur le plan hydrologique. Ses effets ont été soulignés par Ledoux *et al.* (1999), et peuvent être illustrés par le schéma de la figure 1, dans le cas le plus simple d'un aquifère unique. Le pompage d'exhaure a d'abord pour résultat un rabattement du niveau hydrostatique (configuration n° 2 sur la figure), qui peut entraîner à son tour non seulement l'assèchement de certains puits, ou le tarissement de sources proches, mais aussi une modification du débit des cours d'eau.

À l'issue de la période d'exploitation, l'arrêt de l'exhaure conduit au ré-ennoyage des travaux et à la remontée du niveau hydrostatique (Fig. 1), et un drainage naturel des anciens travaux se rétablit alors généralement, par les points bas des travaux au jour.

Toutefois, les travaux abandonnés, même s'ils ont été pour l'essentiel soigneusement remblayés, constituent encore le plus souvent un milieu beaucoup plus perméable que l'encaissant lui-même. Ils forment ainsi un court-circuit hydraulique local tel que le niveau hydrostatique, dans les environs de l'ancienne exploitation, ne retrouvera jamais parfaitement sa position initiale (Fig. 1, configuration n° 3).

Il apparaît donc que les exploitations ont d'abord un impact sur l'hydrodynamique, pendant et après leur

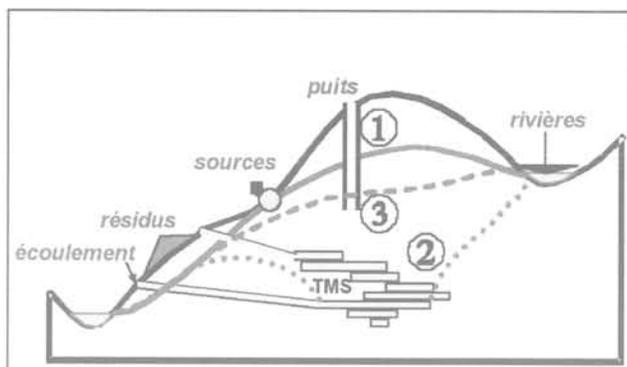


FIG. 1

Impact des travaux miniers sur l'hydrodynamique pendant et après l'exploitation. (1) niveau hydrostatique avant exploitation; (2) pendant l'exploitation; (3) après abandon.

période d'activité. L'essentiel de cet impact est toutefois autre et concerne l'hydrochimie. Sa cause primordiale est que le développement des travaux miniers transporte dans le milieu souterrain l'air de la surface, et recrée ainsi artificiellement en profondeur les conditions superficielles qui sont agressives vis-à-vis des matériaux géologiques profonds.

La qualité des eaux de mine résulte donc de l'interaction entre des flux d'eau d'origines diverses (infiltrations d'origine météorique, eaux souterraines), l'air atmosphérique, et les matériaux géologiques constituant le gisement et son encaissant. Les modalités de cette interaction qui vont évoluer sensiblement au cours de la vie, et après l'arrêt de l'exploitation, sont examinées ci-dessous.

## Eaux d'exhaure et hydrochimie des travaux miniers en exploitation

### La qualité des eaux d'exhaure

Durant la période d'activité des mines souterraines, les eaux de l'exploitation sont rassemblées dans les points bas et ramenées au jour par le pompage d'exhaure. On constate généralement que la qualité de ces eaux d'exhaure ne constitue pas un souci majeur pour l'exploitant, les eaux ne nécessitant alors qu'un traitement assez simple tel qu'une neutralisation, une floculation, voire une simple décantation avant rejet.

Bien que très peu de données précises soient disponibles, on peut considérer que le fait que la qualité de ces eaux soit habituellement acceptable résulte de la conjonction des circonstances suivantes :

1) les eaux pompées proviennent pour une grande part de l'encaissant même des minéralisations, et sont donc proches de l'équilibre thermodynamique avec celles-ci;

2) l'entrée d'eaux d'origine superficielle (qui sont, elles, potentiellement réactives vis-à-vis des minérali-

sations) est autant que possible évitée, et si elle se produit, ces eaux sont systématiquement interceptées dans des albraques intermédiaires, dans un simple souci d'économie d'énergie;

3) le temps de résidence au sein des travaux des eaux exhaurées est de toute façon très réduit, et limite les réactions qui pourraient intervenir avec les minéralisations au contact de l'air présent dans les vides miniers.

Ces circonstances ne seront évidemment plus réunies lors de l'arrêt de l'exploitation, et pour ces raisons, les eaux de remplissage des mines n'auront pas, malheureusement, le faciès chimique des eaux d'exhaure, comme nous le verrons ci-dessous.

TABLEAU I Eau d'exhaure observée et eau modèle de l'encaissant à Largentière.

		Albraque inférieure	Eau modèle Trias inférieur
Temp	°C	23	23
pH		6,8	
O <sub>2</sub>	mg/l	7,8	nd
Eh	mV	265	-153
TDS	mg/kg	2 509	2 351
Cl <sup>-</sup>	mg/l	7,1	7,0
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	mg/l	1 523	1 496
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	227	199
SiO <sub>2</sub>	mg/l	8	7,9
Al <sup>+++</sup>	µg/l	nd	< 0,01
Na <sup>+</sup>	mg/l	52	51,9
K <sup>+</sup>	mg/l	14	nd
Ca <sup>++</sup>	mg/l	589	566
Mg <sup>++</sup>	mg/l	51,2	39,1
Fe <sup>++</sup>	mg/l	1,95	2,42
Ba <sup>++</sup>	µg/l	nd	13
Pb <sup>++</sup>	µg/l	0	2,65
Cu <sup>+</sup>	µg/l	3	< 0,1
Zn <sup>++</sup>	µg/l	30	1,3

Un exemple d'eau d'exhaure est fourni par la première colonne du tableau I, il s'agit d'un échantillon de l'eau pompée en 1980 dans les quartiers profonds de la mine de Largentière (Schmitt et Combes, 1996). C'est une eau de pH proche de la neutralité (7,2), très sulfatée, et apparemment oxydante. Le calcul thermodynamique montre qu'elle est excessivement sursaturée en oxydes métalliques (Fe et Zn), ainsi qu'en jarosite (Na, K)Fe<sub>3</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>6</sub>. Ce caractère oxydant et cette sursaturation importante sont très surprenants pour une eau d'origine profonde et indiquent qu'elle a subi une réoxydation probable.

Il est possible d'examiner, grâce à la simulation thermodynamique, l'effet de la variation du Eh de cette eau sur son degré de saturation vis-à-vis de l'ensemble des minéraux potentiels (Fig. 2). Cette simulation montre de façon tout à fait remarquable, que pour un Eh voisin de -150 mV, l'eau est simultanément à l'équilibre avec la dolomite, la calcite, l'hématite, la pyrite, et la blende, c'est-à-dire avec l'essentiel de la paragenèse des niveaux minéralisés. On peut en conclure que cette eau était probablement en équilibre avec cette paragenèse avant de subir une oxydation partielle au contact de l'air des TMS.

Une autre approche possible du chimisme de cette eau est de construire *ex nihilo* pourrait-on dire un modèle d'eau à l'équilibre thermodynamique avec l'encaissant minéralisé (ici des grès du Trias Inférieur).

La paragenèse minérale de cet encaissant est essentiellement constituée de quartz, dolomite, calcite, hématite, pyrite, blende, barytine, chalcopyrite et galène. La deuxième colonne du tableau I représente la composition physico-chimique d'un modèle d'eau construit à l'équilibre thermodynamique avec cette paragenèse. On peut constater l'excellente correspondance entre les caractères physico-chimiques de ce modèle et ceux de l'eau pompée en 1980 dans le quartier profond de la mine, à l'exception notable du potentiel d'oxydo-réduction, franchement réducteur dans l'eau-modèle.

Ces deux types d'approche convergent donc pour montrer que l'eau d'exhaure correspond bien ici essentiellement à une eau équilibrée avec la paragenèse des faciès minéralisés, mais qui a déjà subi une oxydation notable au sein des travaux miniers.

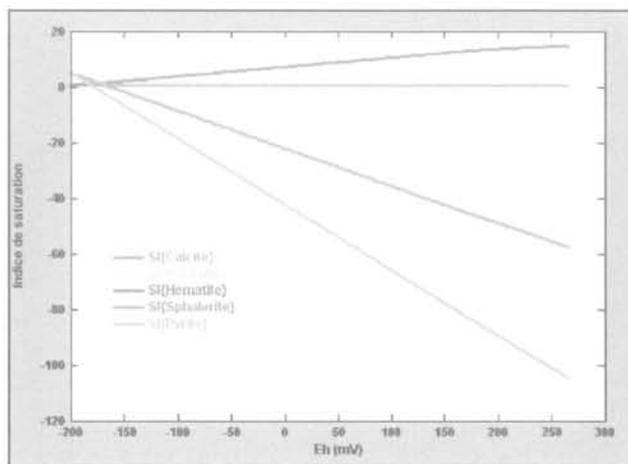


FIG. 2 Évolution simulée des indices de saturation de l'eau d'exhaure du tableau I, en fonction du potentiel redox.

### 3.2

## L'oxydation latente des zones minéralisées

Si la plupart des mines obéissent à cette règle générale, d'autres types d'eaux plus chargées peuvent néanmoins être observés ponctuellement dans les travaux en cours d'exploitation. Il s'agit soit d'écoulements provenant de sondages ou de fractures traversant les zones minéralisées supérieures, soit d'égouttures provenant d'anciens quartiers, remblayés ou non.

Mais d'assez nombreux auteurs, comme par exemple Bethke (1996), ont aussi évoqué l'existence d'un phénomène plus discret, susceptible de dégrader à terme la qualité des eaux des TMS. Durant la période d'activité de la mine, l'essentiel de la zone minéralisée, dénoyée, se trouve exposé à l'air présent dans les travaux. L'oxydation directe des phases sulfurées réactives peut être négligée, car les cinétiques réactionnelles entre phases gazeuses et phases solides sont extrêmement lentes. Toutefois, il existe toujours au sein du minerai et des roches encaissantes une humidité (ou saturation) résiduelle, sous forme de films d'eau ou de ménisques, à la surface ou aux joints des grains. Ces films très fins favorisent une diffusion rapide de l'oxygène, et permettent une oxydation locale des faciès réactifs.

Un exemple de simulation de ce phénomène est illustré par le diagramme de la figure 3. Cet exemple est celui d'une minéralisation à pyrite-chalcopryrite dans une gangue quartzo-dolomitique. On a admis une saturation résiduelle du minerai de 3 %. L'avancement de l'oxydation provoque la dissolution progressive des sulfures primaires, et la formation d'oxydes de fer et de cuivre. Le gypse précipite du fait de la neutralisation de l'acidité produite par la dolomite, neutralisation qui limite ici la chute de pH à 4,75. Selon la nature de la paragenèse primaire, de nombreux minéraux secondaires peuvent ainsi se former, si du moins leur cinétique de précipitation l'autorise. Les plus fréquents sont les oxy-hydroxydes, les sulfates, éventuellement certains carbonates, etc., qui peuvent être assez souvent observés sur les parois minéralisées.

Faute de vecteur aqueux, les produits d'oxydation ainsi formés sur les parois des vides miniers ne peuvent toutefois être évacués pendant la période d'exploitation. Il va en être autrement lors de la remise en eau des travaux.

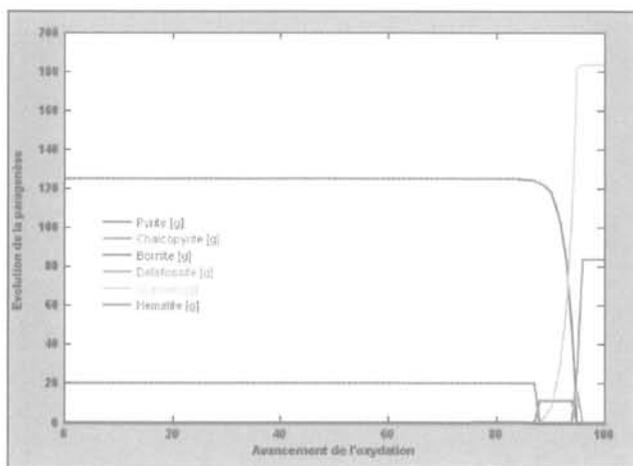


FIG. 3 Exemple de simulation de l'oxydation latente des minéralisations pendant la période d'exploitation.

#### 4

### Hydrochimie du remplissage initial

A l'issue de l'exploitation, l'arrêt des pompages d'exhaure entraîne la remontée des eaux dans les anciens travaux, généralement jusqu'à la reprise d'un écoulement gravitaire par le point bas des travaux au jour, mais parfois aussi par un exutoire naturel. La qualité des eaux émises au moment du débordement est celle de ce « remplissage initial » de l'ancienne exploitation.

Un exemple des phénomènes qui peuvent se produire lors de cette phase est là aussi fourni par le cas de la mine de Largentière (Schmitt et Combes, 1996) : alors que le débordement des eaux était attendu par un travers-banc situé en fond de vallée, les eaux se sont en fait déversées par une source située dans le lit de la rivière plus en aval, où une pollution (en sulfate, en fer, et surtout en zinc) s'est immédiatement déclarée.

A l'époque de ce premier débordement, la concentration en zinc de la source atteint 105 mg/l. Diffé-

rents essais de pompage effectués dans le but de contrôler cette pollution révélèrent malheureusement que l'ensemble des vides miniers était alors occupé par des eaux semblablement chargées, et la mise en place d'une usine de traitement chimique des eaux à l'exutoire s'avéra indispensable.

L'étude thermodynamique des eaux de ce remplissage initial montre que chaque litre de l'eau de débordement avait consommé près de 250 mg d'O<sub>2</sub> (pour une concentration à saturation voisine de 10 mg/l) pour acquérir son contenu en zinc.

Cette mauvaise qualité des eaux de remplissage initial apparaît malheureusement comme une règle très générale, du moins dans tous les gisements où des sulfures sont présents. La charge totale dissoute est très souvent forte (plusieurs grammes par litre), mais la génération d'eaux très acides n'est pas par contre une généralité et semble limitée aux minerais pyriteux et à certains types d'encassant.

Les concentrations initiales en métaux sont elles aussi assez variables : dans le seul cas du zinc on a ainsi observé des valeurs allant de 40 mg/l (Les Malines) à près de 1,5 g/l (dans une mine de Sardaigne).

L'interprétation que l'on peut donner des phénomènes survenant lors du remplissage est illustrée par la figure 4. Après arrêt de l'exhaure, les ouvrages souterrains se remplissent avec les eaux provenant des aquifères encassants, et pour partie avec des eaux d'origine superficielle. En ruisselant sur les parois des vides et sur la sole des galeries, ces eaux se chargent rapidement, principalement en sulfates et en métaux, par suite d'un double processus : (1) la mise en solution des produits d'oxydation solubles (sulfates ferriques, aluns, autres phases minérales métalliques...) stockés à la surface du minerai exposé ; (2) la dissolution rapide des sulfures soumis au ruissellement des eaux, en présence de l'air occupant les travaux encore dénoyés.

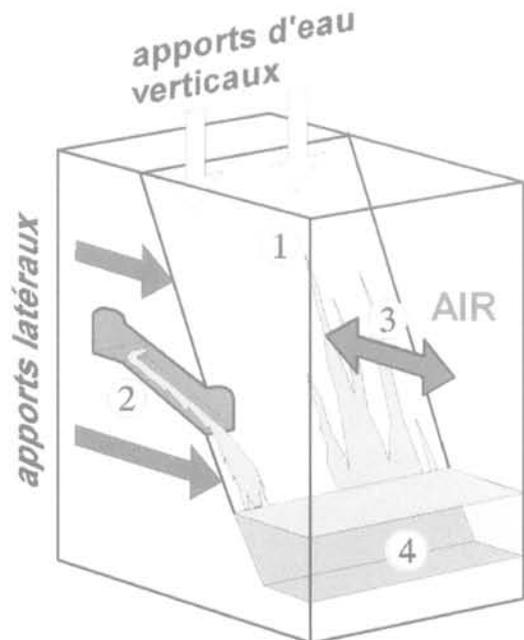


FIG. 4 Modèle hydrogéochimique de remplissage des travaux miniers : l'eau (1) (2) lessive les sels solubles et réagit avec les sulfures en se rééquilibrant avec l'air présent dans les travaux (3). L'eau du remplissage initial (4) se charge ainsi en sulfate et en métaux.

## Période transitoire

À l'issue de la phase de remplissage, les travaux miniers constituent donc très habituellement un réservoir d'eaux fortement chargées. Ce réservoir peut être alimenté à la fois par des eaux provenant de la surface et par les eaux des terrains aquifères profonds, mais les unes comme les autres sont généralement peu chargées vis-à-vis des eaux du remplissage initial. Il va s'en suivre un processus de « rinçage » conduisant à une amélioration d'abord rapide puis de plus en plus lente de la qualité des eaux émises à l'exutoire.

Le volume du réservoir constitué par les TMS peut être aisément déterminé : il correspond aux vides miniers résiduels (tenir compte de la porosité des zones remblayées) situés en dessous de la cote de remplissage. Il en est de même pour l'importance des apports, qui, en régime stabilisé, correspondent au débit observé en sortie. Dans la mesure où les travaux noyés se comportent comme un mélangeur plus ou moins parfait, il est alors possible de prévoir comment et à quel pas de temps la qualité des eaux recueillies au point de débordement est susceptible de s'améliorer.

La figure 5 montre les résultats de ce calcul pour les concentrations en zinc à l'exutoire des anciens travaux de Largentière (Combes *et al.*, 1996). Les travaux miniers sont ici alimentés presque exclusivement par des eaux d'origine superficielle, dépourvues de zinc. Le calcul conduit alors à la courbe en bleu sur la figure. Toutefois, les concentrations réellement observées (carrés noirs) ne sont correctement reproduites (aux fluctuations saisonnières près) que par la courbe en rouge, qui tient compte d'une contribution d'environ 8,5 mg/l de zinc par le flux balayant le système.

La modélisation thermodynamique a permis de montrer ici que cette concentration de base résultait précisément de la quantité de sphalérite que les eaux

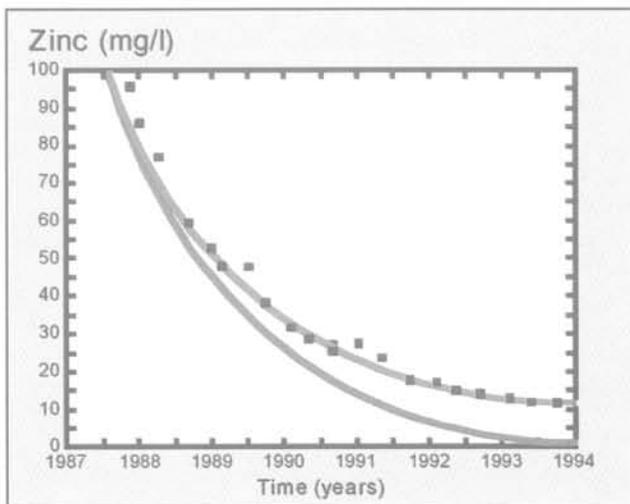


FIG. 5 Évolution observée et modélisée des concentrations en zinc à l'exutoire des anciens travaux de Largentière (en bleu hypothèse d'un rinçage simple, en rouge, modèle tenant compte d'une remise en solution du zinc par les eaux traversant les TMS).

d'origine superficielle pouvaient oxyder (compte tenu de leur contenu en oxygène) en traversant les anciens travaux.

Ce mode d'évolution des eaux de mine pendant la période que nous appelons « transitoire » apparaît là encore très général. Nous avons pu l'observer dans certaines mines d'uranium, et un autre exemple en est donné par la figure 6, dans le cas d'un exutoire de la mine des Malines (Combes *et al.*, 1994 a et b), bien qu'ici les concentrations soient plus faibles.

L'échelle de temps du phénomène – beaucoup plus courte dans ce dernier exemple que dans celui de Largentière – dépend du rythme de renouvellement des eaux, c'est-à-dire du ratio entre le volume du réservoir minier et le débit d'alimentation du système.

## Qualité des eaux à long terme

Lorsque le taux de renouvellement est suffisant (de l'ordre de 8) les concentrations à l'exutoire approchent une valeur asymptotique (un palier de concentration) qui dépend donc des quantités de métal solubilisables par les eaux entrantes. On atteint ainsi un état stationnaire susceptible de se prolonger pendant de très longues durées (de l'ordre de la centaine d'années ou plus), jusqu'à l'épuisement des phases réactives encore accessibles aux circulations au sein des anciens travaux.

Suivant les cas, la concentration atteinte lors de cet état stationnaire sera acceptable (cas de « TBaval », figure 6), ou pourra toujours nécessiter un traitement des eaux avant rejet (cas de Largentière, figure 5). La qualité des eaux à ce stade dépend de deux facteurs principaux :

- la présence éventuelle de volumes de minerais sulfurés qui resteront toujours dénoyés même après la remontée des eaux ;
- la quantité d'oxygène dissous introduite dans le système par les eaux d'origine superficielle qui permet une oxydation lente des minéralisations et une dissolution corrélative des métaux, même au sein des anciens quartiers noyés.

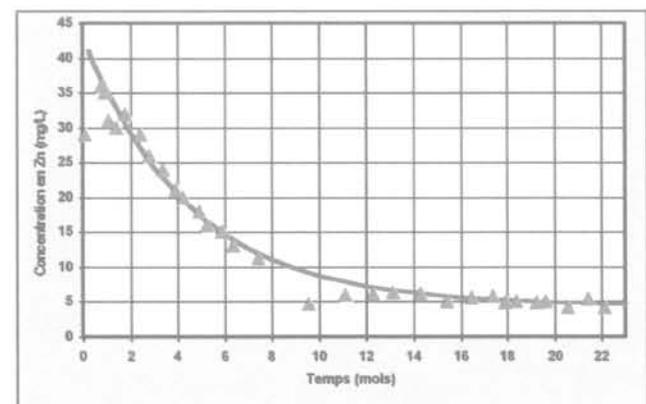


FIG. 6 Évolution observée, et calculée par un modèle simple de mélange, des concentrations en zinc à l'exutoire dit TBaval, mine des Malines (Combes *et al.*, 1994).

## Gestion environnementale

L'expérience acquise sur différents types de gisements, et la compréhension des différents processus hydrogéochimiques régissant la qualité des eaux aux différents stades de l'exploitation minière, permet aujourd'hui d'esquisser les grandes lignes d'une gestion environnementale économique des travaux souterrains.

Pendant la vie de l'exploitation, la bonne gestion des eaux d'exhaure du simple point de vue des économies d'énergie coïncide largement avec les impératifs relatifs à leur qualité : réduire au maximum les apports d'origine superficielle, empêcher la circulation gravitaire de volumes importants grâce à des pompages dans des albaques intermédiaires, limiter autant que possible le temps de séjour des eaux dans les travaux miniers.

Après arrêt de l'exploitation, la mauvaise qualité des eaux initiales de remplissage des travaux miniers apparaît malheureusement comme un phénomène constant et quasi inévitable dans le cas des exploitations de minerais sulfurés. Les concentrations atteintes peuvent toutefois varier assez largement, et leur estimation fine reste délicate à l'heure actuelle (Bethke *et al.*, 1999). On sait toutefois que des charges élevées sont favorisées par exemple par des minerais riches en sulfures et particulièrement en pyrite, par des temps de remplissage longs, etc. Différentes mesures de limitation du phénomène sont néanmoins concevables : accélérer le remplissage, limiter la réoxydation des eaux au sein des travaux miniers, ou remplir les ouvrages avec des eaux à caractère plutôt réducteur, et plus ou moins proches de l'équilibre thermodynamique avec les minéralisations, si du moins de telles eaux sont disponibles.

L'évolution du système postérieurement à la phase de remplissage est plus aisément prévisible : elle dépend essentiellement du rapport existant entre le débit d'alimentation et le volume noyé des travaux miniers, et du chimisme des eaux participant à cette alimentation. La chute initiale des concentrations sera accélérée par un renouvellement rapide des eaux, et donc par toute mesure de limitation des vides miniers (remblayages, isolement de certains quartiers, etc.).

La qualité des eaux à plus long terme, illustrée par le modèle de Largentière, dépend en particulier du mode d'alimentation du réservoir minier : si les eaux alimentant le système sont des eaux d'origine superficielle (Fig. 7a) des concentrations relativement élevées peuvent être entretenues à l'exutoire pendant une longue durée ; dans le cas où l'alimentation du système est assurée au contraire par des eaux réductrices provenant de l'aquifère profond (Fig. 7b), et donc proches de l'équilibre avec les minéralisations, aucune dissolution de ces sulfures ne peut plus survenir. A l'issue de la période de rinçage de l'eau initiale de remplissage, les eaux émises à l'exutoire peuvent donc retrouver une qualité satisfaisante.

On retiendra donc l'intérêt de prévenir autant que possible les apports d'eau oxydante d'origine superficielle

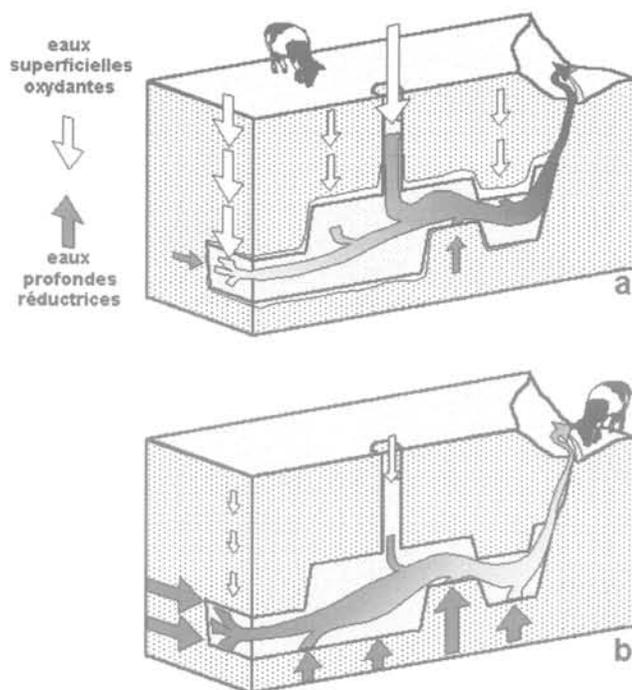


FIG. 7 Deux modèles possibles du fonctionnement d'une mine après abandon. (a) Alimentation par des eaux superficielles agressives vis-à-vis des minéralisations, des concentrations élevées en métaux sont observées à l'exutoire. (b) Alimentation profonde par des eaux non agressives.

cielle par serrage de toutes les cheminées ou ouvrages débouchant au jour, et d'isoler là aussi les quartiers profonds minéralisés.

La présence de minéralisations résiduelles sulfurées au-dessus du niveau final de ré-ennoyage, donc en conditions désaturées et oxydantes, constitue de plus un facteur très aggravant à terme. Elle doit donc être évitée autant que possible ou, à défaut, faire l'objet de traitements spécifiques (protection vis-à-vis des circulations descendantes, isolement, colmatages, etc.).

Certaines des dispositions de gestion des eaux évoquées ci-dessus peuvent être prises à titre curatif, mais elles seront d'autant plus efficaces qu'elles auront été envisagées et mises en œuvre de manière précoce, particulièrement avant le début du ré-ennoyage des ouvrages.

L'après-mine est devenu une préoccupation environnementale et économique importante pour les exploitants. Face à ce problème délicat, des pistes de réflexion et d'estimation se dégagent peu à peu et montrent qu'il n'est jamais trop tôt pour réfléchir et acquérir les informations utiles à une bonne politique de fermeture, tant sur le plan environnemental proprement dit, que sur le plan économique.

- Bethke C. – *Geochemical reaction modeling. Concepts and applications.* Oxford Univ. Press, New York, 1996, 397 p.
- Bethke C.M., van der Lee J., Schmitt J.M. – The chemistry beneath our feet – Modeling reacting flow in the Earth's crust. In *Scientific bridges to 2000 and beyond.* Académies des Sciences, Ed. Technique et documentation, Paris, 1999, p. 1-11.
- Combes P., Ledoux E., Schmitt J.M. – *Étude de la qualité des eaux dans le secteur de la mine des Malines (Gard).* Rapport Armines LHM/RD/94/31, 1994, 18 p + 1 volume d'annexes.
- Combes P., Schmitt J.M., Ledoux E. – *Étude de la qualité des eaux. Région de Saint-Laurent-le-Minier (Gard).* Rapport Armines LHM/RD/94/59, 1994, 25 p + annexes.
- Combes P., Schmitt J.-M., Ledoux E. – *Évolution de la qualité des eaux au voisinage de la mine de Largentière (Ardèche). Synthèse et interprétation.* Rapport Armines, LHM/RD/96/12, 1996, 29 p + annexes.
- Ledoux E., Combes P., Schmitt J.M. – Évaluation des impacts environnementaux, de la mesure au modèle. *Les Techniques de l'industrie minière* n° 3, 1999, p. 35-45.
- Schmitt J.M. – *Eau et industrie extractive: impacts, prévision et gestion.* *Mines Revue des ingénieurs*, n° 386, 2000, p. 31-36.
- Schmitt J.M., Combes P. – Impact hydrogéologique et géochimique de l'abandon d'une mine métallique. Cas de Largentière (Ardèche, France). *Mines et Carrières*, Les Techniques V, suppl. déc. 1996.

