



Ministère de l'Economie,
des Finances et
de l'Industrie

Rejets d'eaux acides en carrières de roches massives

Synthèse et recommandations

Etude réalisée dans le cadre des actions de Service public du BRGM 97-G-419

décembre 1997
R 39806





Ministère de l'Economie,
des Finances et
de l'Industrie

Rejets d'eaux acides en carrières de roches massives

Synthèse et recommandations

Etude réalisée dans le cadre des actions de Service public du BRGM 97-G-419

décembre 1997
R 39806



Mots clés : Consommation française, Matériaux de carrière, Produits dérivés, Importations, Exportations.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

BRGM (1997) - Rejets d'eaux acides en carrières de roches massives. Synthèse et recommandations. Rap. BRGM R 39806, 47 p., 5 fig., 1 tabl., 2 ann.

© BRGM, 1997, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Sur un certain nombre de sites d'exploitation de roches massives (Bretagne, Basse Normandie, Pays de Loire), les eaux d'exhaure présentent un caractère acide marqué ($3 < \text{pH} < 5$) et corrélativement de fortes teneurs en métaux (Fe, Al, Cu, Mn, Ni, Zn,...). Le mécanisme principal est l'oxydation des sulfures, suite au dénoïement du massif engendré par l'exploitation.

L'objectif de cette synthèse est de proposer un ensemble de recommandations pour la prise en compte du risque de rejet d'eaux acides engendré par l'exploitation des carrières.

Ces recommandations concernent les principales phases de la vie de la carrière :

- 1) recherche de sites d'exploitation ;
- 2) phase d'exploitation ;
- 3) fermeture du site d'exploitation. Cette démarche s'appuie d'une part, sur les données issues du secteur minier (drainage minier acide), d'autre part, sur les études du BRGM traitant de l'impact hydrochimique des carrières de roches massives.

Les travaux réalisés depuis 1992 permettent de bien cerner l'ampleur du phénomène dans les régions Bretagne, Basse Normandie et Pays de Loire. Le traitement par neutralisation des effluents permet de minimiser l'impact de la carrière en assurant une qualité satisfaisante des rejets pendant l'exploitation.

Néanmoins, il subsiste différents problèmes qui doivent faire l'objet d'une réflexion complémentaire.

Prévision du phénomène d'acidification

Les réactions responsables de l'acidification et les paramètres clés qui contrôlent leur cinétique sont relativement bien connus. En revanche, il n'existe pas à ce jour de méthodes validées permettant de prévoir la composition et les volumes d'effluents au cours de l'exploitation. En premier lieu, il serait intéressant de développer des tests prédictifs simples s'inspirant des essais statiques et cinétiques adoptés dans le secteur minier pour prévoir le potentiel d'acidification d'un matériau. En second lieu, les techniques de modélisation qui prennent en compte les transferts, les équilibres eau-roches et les cinétiques réactionnelles, pourraient contribuer à hiérarchiser les paramètres et conduire à une méthodologie simplifiée de prévision de la qualité des effluents. Cette approche très lourde ne pourrait être développée que sur un site en cours d'exploitation (nécessité de disposer de très nombreuses informations). En outre, elle contribuerait à mieux prévoir l'impact d'une carrière après arrêt de l'exploitation.

Gestion des boues de neutralisation

Sur le plan du traitement, les principaux procédés de neutralisation ont été étudiés, notamment celui mettant en oeuvre des carbonates. Ces procédés sont d'ores et déjà utilisés sur de nombreux sites. Quels que soient les procédés de neutralisation envisagés (calcaire, soude, chaux), le principal problème reste la gestion des boues générées par précipitation ; elles se caractérisent par une teneur en eau élevée et de fortes teneurs en métaux. Les études entreprises en 1995 ont permis d'apporter des solutions opérationnelles en terme de séparation solide/liquide, en particulier dans les procédés de neutralisation en ligne utilisant du calcaire concassé. Le principal problème qui subsiste est lié à l'instabilité chimique de ces boues. Elles ne peuvent pas être stockées dans un environnement acide ($\text{pH} < 6$) qui conduirait à une remobilisation des métaux. Il n'existe pas à ce jour de solutions éprouvées qui soient économiquement satisfaisantes. Les aménagements visant à réduire le volume des effluents contribueront à limiter l'ampleur du problème. En parallèle, différentes solutions techniques peuvent être envisagées : stabilisation et stockage sur le site, incorporation dans des matériaux de viabilité ou de construction,...

Impact des carrières après fermeture

Nous disposons actuellement de très peu de données sur l'évolution de la qualité des eaux après fermeture de la carrière. Pour les carrières en fosse, l'ennoyage devrait permettre de limiter rapidement la production d'effluents acides en bloquant la diffusion de l'oxygène. La phase de réennoiment de l'exploitation sera la plus critique puisqu'elle conduit à la formation d'une réserve d'eau acide. Les carrières à flanc de relief seront *a priori* plus problématiques, le front de taille restant exposé à l'air et à l'humidité. Le phénomène d'acidification risque donc de perdurer longtemps après l'arrêt de l'exploitation si aucune mesure spécifique n'est adoptée. Outre l'acquisition de données de terrain (suivi d'anciennes carrières), il serait nécessaire d'expérimenter différents types de mesures, qu'il s'agisse de mesures préventives (maîtrise des eaux de ruissellement, alcalinisation des eaux d'infiltration, épandage de phosphate,...) ou de techniques de traitement passif (terres humides artificielles).

Sommaire

Introduction	9
1. Analyse des données bibliographiques sur le drainage minier acide	11
1.1. Mécanisme d'acidification	11
1.1.1. Potentiel d'acidification	11
1.1.2. Potentiel de neutralisation	12
1.2. Prévision du phénomène d'acidification	13
1.3. Maîtrise de la pollution	14
1.3.1. Prévention de l'acidification	14
1.3.2. Traitement des eaux	15
2. Synthèse des données sur l'acidification des eaux d'exhaure engendrée par les carrières	19
2.1. Chronologie et principaux résultats des études sur les eaux acides chargées en métaux en Bretagne	19
2.2. Principaux résultats des études sur les eaux acides chargées en métaux en Basse Normandie et en Pays de Loire	21
2.3. Synthèse sur la manifestation du phénomène eaux acides	22
3. Recommandations pour la prise en compte du risque de rejet d'eaux acides	27
3.1. Recherche de sites d'exploitation	27
3.2. Phase d'exploitation	29
3.2.1. Prévention de l'acidification	29
3.2.2. Traitement des effluents acides	31
3.3. Fermeture de la carrière	32
Conclusion	35
Bibliographie	39

Liste des illustrations

Fig. 1 - Concentration théorique en métal en fonction du pH en se basant exclusivement sur le produit de solubilité de l'hydroxyde métallique correspondant (Scott J.S., 1987)	16
Fig. 2 - Evolution des concentrations en sulfate et en fer dans les effluents de carrière	
Fig. 3 - Evolution des concentrations en zinc en fonction du pH	23
Fig. 4 - Evolution conjointe de la concentration en sulfate et du rapport sulfate/fer en fonction du pH	25
Fig. 5 - Evolution du rapport sulfate/fer en fonction du pH (données Bretagne, Basse Normandie, Pays de Loire)	25
 Tabl. 1 - Avantages et inconvénients des différents procédés de neutralisation en ligne (d'après C. Vannier, 1996)	 32
 Ann. 1 - Prévision de la qualité des effluents	 41
Ann. 2 - Description sommaire des procédés d'amélioration des effluents miniers acides	45

Introduction

Des études menées depuis 1992 à la demande de la DRIRE Bretagne ont montré que les eaux d'exhaure de nombreuses carrières produisant des granulats concassés présentent une très forte acidité. Le même type d'étude a été réalisé sur les carrières de granulats concassés ouvertes dans les roches massives de Basse Normandie et des Pays de Loire ; les premières constatations sont identiques, en particulier pour les carrières de Basse Normandie.

Nous rappellerons que sur un certain nombre de sites d'exploitation de roches massives, les eaux d'exhaure présentent un caractère acide marqué ($3 < \text{pH} < 5$) et corrélativement de fortes teneurs en métaux (Fe, Al, Cu, Mn, Ni, Zn,...). Le mécanisme principal est l'oxydation des sulfures, suite d'une part, au dénoiement du massif engendré par l'exploitation et d'autre part, à la génération en continu de surfaces fraîches de roche (contact sulfure/eau/air).

Les DRIRE souhaitent disposer d'un guide leur permettant d'évaluer la bonne prise en compte du problème "eaux d'exhaure acides" dans les études d'impact, et de définir les dispositions pertinentes à imposer aux exploitants pour la protection de l'environnement au cours de l'exploitation et à la remise en état de la carrière

La présente étude est organisée en trois volets principaux :

- analyse des données bibliographiques sur le drainage minier acide ;
- synthèse des données disponibles pour les régions Bretagne, Basse Normandie et Pays de Loire ;
- recommandations en vue d'évaluer et de limiter le phénomène d'acidification des eaux de carrière.

*DTA sujet
=> minier
+ carrière ou non*

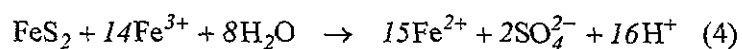
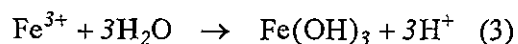
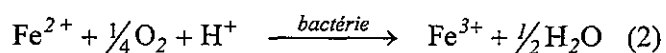
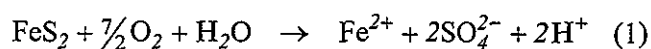
1. Analyse des données bibliographiques sur le drainage minier acide

Le phénomène de drainage acide représente un problème environnemental majeur qui touche tous les grands pays miniers (mines métalliques, charbon). Ce phénomène est connu sous le terme de drainage minier acide (DMA). De très nombreux travaux ont été entrepris pour mieux comprendre les facteurs qui conditionnent le drainage acide et pour pouvoir y remédier (Ribert I., 1994 ; Scott J.S., 1987). Les données issues du secteur minier peuvent constituer des guides pour résoudre le problème d'acidification des eaux de carrière. En revanche, il est peu vraisemblable que les solutions adoptées par les mineurs soient directement transposables au secteur des carrières, les deux problèmes se situant à des échelles fondamentalement différentes.

1.1. MÉCANISME D'ACIDIFICATION

1.1.1. Potentiel d'acidification

Tous les sulfures métalliques se prêtent à une certaine oxydation, même si elle est parfois très lente. Cependant, l'acidification des eaux ne se produit que lorsque les formations renferment des sulfures de fer comme la pyrite FeS_2 et la pyrrhotite $\text{Fe}_{0,8-1}\text{S}$ qui s'oxydent rapidement. Pour bien comprendre les paramètres clés qui conduisent à l'acidification des eaux et à la mise en solution de métaux lourds, nous rappellerons les 4 réactions chimiques qui régissent l'oxydation de la pyrite (Scott J.S., 1987 ; Toulhoat P., 1996).



L'acidification des effluents peut être décomposée en 3 étapes majeures.

1ère étape : la pyrite subit une oxydation chimique ou biologique relativement lente selon la réaction (1). Cette réaction d'initiation peut être catalysée par des bactéries du genre *Thiobacillus ferrooxidans* lorsqu'elles entrent directement en contact avec les minéraux sulfurés. Le milieu s'acidifie graduellement et la deuxième étape s'amorce.

2ème étape : le fer ferreux (Fe^{2+}) s'oxyde en fer ferrique (Fe^{3+}) (réaction (2)) et celui-ci précipite sous forme de d'hydroxyde ferrique (réaction (3)), ce qui acidifie le milieu

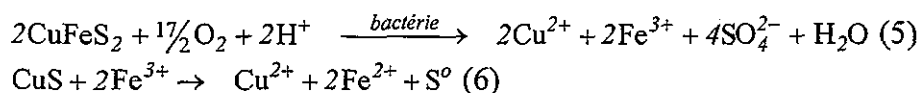
davantage. Le pH baissant en deçà de 3,5 environ, le fer ferrique reste en solution et oxyde directement la pyrite selon la réaction (4).

3ème étape : les conditions acides favorisent la croissance de diverses souches de bactéries telles que *Thiobacillus ferrooxidans* ; elles se développent dans une gamme de pH compris entre 1 et 5, avec une valeur optimale proche de 2,5. Ces bactéries qui utilisent l'oxydation du fer ferreux comme source d'énergie, catalysent la réaction (2). Il s'engage alors un processus d'acidification cyclique et rapide qui fait intervenir les réactions (2) et (4). La réaction 1 qui initie le processus d'acidification joue alors un rôle mineur.

L'oxydation de la pyrite va donc conduire à des effluents acides présentant une concentration élevée en sulfate et en fer dissous.

L'oxydation de la pyrite nécessite de l'*oxygène* et de l'*eau*. Ces paramètres contrôlent la cinétique d'altération de la pyrite. D'autres facteurs jouent sur la vitesse des réactions d'oxydation et, par conséquent, sur l'ampleur du phénomène d'acidification. Il s'agit notamment de la morphologie et de la taille des particules de sulfures. Des sulfures de faible granulométrie développent une plus grande surface spécifique et présentent, par conséquent, un plus fort potentiel d'acidification. Parmi les autres paramètres, la vitesse d'acidification dépendra également étroitement de la surface exposée à l'eau et à l'oxygène et, par conséquent, de l'état d'altération/fracturation du matériau. En dernier lieu, tous les facteurs contribuant au développement des micro-organismes seront des facteurs aggravants : abondance du dioxyde de carbone, des éléments nutritifs et des éléments traces.

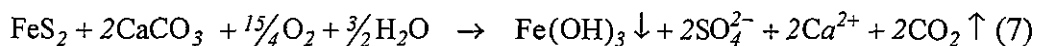
Les conditions physico-chimiques particulières créées par l'oxydation de la pyrite vont conduire à la solubilisation d'autres éléments métalliques (Pb, Ni, Zn, Cd, Cu,...). Ces éléments toxiques peuvent être présents dans les roches massives à l'état de trace, en particulier sous forme de sulfures. Les métaux sont dissous par oxydation du sulfure. L'oxydation peut être catalysée par des bactéries (réaction (5)) ou faire intervenir le fer ferrique comme agent oxydant (réaction (6)).



1.1.2. Potentiel de neutralisation

Dans bien des mines et des carrières, les effluents ne sont pas acides malgré la présence de sulfures. Le second facteur déterminant quant à la qualité des effluents est la présence de minéraux carbonatés (calcite, dolomite) capables de tamponner le milieu. Ces minéraux peuvent neutraliser les acides résultant de l'oxydation des sulfures au fur et à mesure de leur production. Ils empêchent ainsi la baisse de pH nécessaire au développement des bactéries. Cette réaction de neutralisation va également favoriser la

précipitation du fer (et de l'aluminium) sous forme d'hydroxydes. Dans ces conditions, le processus d'acidification reste limité à l'étape (1) et ne peut donc pas vraiment s'engager. L'action neutralisante du calcaire peut être représentée par les réactions suivantes :



Le développement du phénomène d'acidification va donc dépendre de la balance entre minéraux acidifiants et neutralisants. Ainsi, une roche contenant 5 % de sulfures pourrait ne pas générer d'effluents acides en raison d'un excès de calcite. En contrepartie, une autre roche contenant moins de 1 % peut générer d'importants volumes d'acides en l'absence de minéraux neutralisants. Néanmoins, la connaissance de la proportion relative de minéraux sulfurés et de minéraux neutralisants ne suffit pas à évaluer le risque d'acidification à l'échelle d'une exploitation. La qualité des effluents va également dépendre de facteurs d'ordre physique : granulométrie des minéraux, distribution spatiale,...

1.2. PRÉVISION DU PHÉNOMÈNE D'ACIDIFICATION

La prévention du phénomène d'acidification est *a priori* la solution la plus efficace. Cette démarche préventive implique d'être capable de prévoir le phénomène. Il est donc impératif de rassembler un maximum d'informations sur le site et le mode d'exploitation envisagé avant ouverture.

L'étude géologique du site complétée par des analyses pétrographiques et minéralogiques des roches est le premier type d'information à recueillir. Les minéraux à identifier sont connus et relativement faciles à identifier. Les minéraux problématiques sont les sulfures et en particulier la pyrite. Les minéraux neutralisants capables de tamponner le milieu sont les carbonates. L'estimation de la quantité totale de minéraux acidifiants et neutralisants est une information primordiale. Néanmoins, cette information devra être complétée par des données physique et géométrique comme la granulométrie des minéraux actifs et leur distribution spatiale (distribution homogène dans la roche, concentration dans des fractures, position stratigraphique de la formation carbonatée,...).

Divers chercheurs ont développé des essais de laboratoire permettant de prévoir la qualité des effluents miniers. Ces différents essais en conditions statiques et cinétiques, leurs avantages et leurs limites, sont présentés dans l'annexe 1.

Épreuves en conditions statiques : ces tests consistent à faire le bilan stoechiométrique des minéraux sulfurés producteurs d'acide et des carbonates consommateurs d'acide. Le principal intérêt de ces essais est qu'ils sont simples et par conséquent peu coûteux. Ils permettent d'analyser un grand nombre d'échantillons pour estimer la variabilité du

potentiel d'acidification à l'échelle d'un site. On parle de conditions statiques dans la mesure où ce type d'essai ne prend pas en compte les vitesses relatives de production et de consommation d'acide. Par conséquent, les résultats ont surtout une valeur indicative. Certains chercheurs désapprouvent l'emploi de ces procédures, estimant qu'elles ne s'appliquent que lorsqu'il y a un fort excès de minéraux acidifiants ou neutralisants. En revanche, les résultats sont difficilement interprétables dès que les potentiels d'acidification et de neutralisation deviennent voisins.

Épreuves cinétiques : le principe des essais cinétiques est de reproduire à l'échelle du laboratoire les réactions d'altération responsables de l'acidification des effluents en prenant en compte la dimension cinétique. Les données servent à modéliser les processus générateurs et consommateurs d'acide. Les deux principaux types sont les essais de percolation sur colonne ou les essais en cellule à humidité relative contrôlée. Certains de ces essais cinétiques permettent d'évaluer le rôle des bactéries dans les processus d'acidification. Les épreuves cinétiques sont coûteuses et longues à réaliser, d'où un emploi limité à un nombre restreint d'échantillons.

D'importants progrès ont été réalisés en matière de modélisation au cours des dernières années (techniques de modélisation prenant en compte les transferts, les équilibres eau/roches, les cinétiques réactionnelles). La littérature minière relate la mise au point de modèles qui prévoient la qualité des effluents de façon quantitative. Néanmoins, ces modèles sont complexes et nécessitent de disposer de très nombreuses données de terrain (pétrographie, hydrologie) et de laboratoire. De plus, il ne semble pas que les résultats issus de ces modèles aient fait l'objet d'une véritable validation.

1.3. MAÎTRISE DE LA POLLUTION

1.3.1. Prévention de l'acidification

Lorsque le site présente un risque d'acidification, il faut prendre des mesures pour empêcher que le processus d'acidification s'engage. Jusqu'ici, les mineurs ont obtenus des résultats variables. Les difficultés tiennent plus à la nature de l'exploitation minière qu'à un manque de connaissance sur le processus d'acidification. Cette remarque s'applique pleinement au secteur des carrières.

Il est théoriquement possible d'empêcher leur oxydation en agissant sur les paramètres qui contrôlent la réaction (air et eau) ou en bloquant les réactions essentielles d'acidification.

Le moyen le plus efficace de restreindre l'acidification est de réduire les apports d'air. La réduction des apports d'eau est moins efficace dans la mesure où la quantité d'eau nécessaire à l'acidification est très faible. En revanche, une meilleure maîtrise des écoulements à l'échelle d'une mine (ouvrage de dérivation, aménagement de galeries d'infiltration) limite le contact entre l'eau et les minéraux sulfurés, ce qui permet de

réduire les volumes d'effluents acidifiés et la propagation du phénomène sur l'ensemble du site.

L'inondation de la mine une fois qu'elle est épuisée (exploitation souterraine ou à ciel ouvert) est une technique éprouvée pour bloquer la diffusion de l'oxygène et par conséquent pour restreindre l'acidification. Selon le même principe, on a procédé à l'immersion de résidus miniers pyriteux pour les empêcher de s'acidifier.

Les flux d'oxygène et/ou d'eau peuvent être maîtrisés à l'échelle d'un stock de résidus sulfureux en reconstituant une couverture végétale, en créant une couverture organique ou en le couvrant par une couche de matériaux imperméables (argiles, ciment, asphalte, couverture synthétique,...). L'analyse de la littérature montre qu'il subsiste des doutes sur l'efficacité à long terme des deux premières voies (couverture végétale, couverture organique).

Diverses méthodes permettant d'enrayer les réactions qui concourent à l'acidification ont également été étudiées :

- utilisation d'additifs alcalins (calcaire, chaux, soude) capables de neutraliser les acides produits. Dans le cas où un stock de stérile présente un risque élevé, on peut envisager soit de le mélanger avec des matériaux alcalins, soit de le couvrir par ces mêmes matériaux pour que les eaux d'infiltration s'alcalinisent ;
- application de bactéricides pour empêcher le développement de bactéries ou pour les détruire ;
- application de réactifs chimiques comme par exemple des phosphates pour enrayer le cycle de propagation. Les phosphates agissent en fixant le fer ferrique de sorte que le cycle pyrite-fer ferreux-fer ferrique est interrompu (réactions 2 et 4).

Nous citerons en dernier lieu, le cas où on a pu séparer les minéraux sulfurés des minéraux non réactifs par des techniques conventionnelles de traitement de minerai. La fraction pyriteuse est alors stockée dans un milieu inerte, par exemple, dans une mine souterraine. Cette approche qui traite le problème à la source a été adoptée lorsque les mineurs étaient confrontés à une petite quantité de stériles fortement réactifs.



1.3.2. Traitement des eaux

Lorsque les mesures préventives n'ont pas permis d'empêcher le développement du phénomène d'acidification, les effluents recueillis doivent être traités. On distingue les méthodes de traitement actives et passives. Une synthèse des procédés de traitement développés dans le secteur minier est présentée dans l'annexe 2.

a) Méthodes actives

Le principe de base consiste à traiter les eaux acides par addition d'un réactif alcalin pour neutraliser l'acide et faire précipiter les métaux lourds (précipitation sous forme d'hydroxyde). Ce procédé est le plus couramment utilisé dans le secteur minier. Les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium qui précipitent peuvent adsorber les ions dissous comme les métaux lourds et les protons H^+ . Le mécanisme d'adsorption va donc compléter le mécanisme de précipitation. La chaux hydratée ($Ca(OH)_2$) est le principal réactif utilisé. Les autres réactifs cités sont la soude, le carbonate de sodium ou l'ammoniac. Le coût de ces derniers est la principale limite à leur emploi. Ces différents réactifs permettent d'atteindre des pH généralement voisins de 9 qui permettent de précipiter la plupart des métaux lourds sous forme d'hydroxydes. Les réactifs carbonatés (calcaire, dolomite) ne peuvent pas être utilisés seuls dans les procédés de neutralisation en ligne. Contrairement aux bases fortes comme la chaux, les carbonates conduisent à des pH limites compris entre 7,2 et 8,2. Ces conditions de pH sont insuffisamment alcalines pour permettre la précipitation de tous les métaux solubilisés, en particulier le zinc et le nickel (fig. 1).

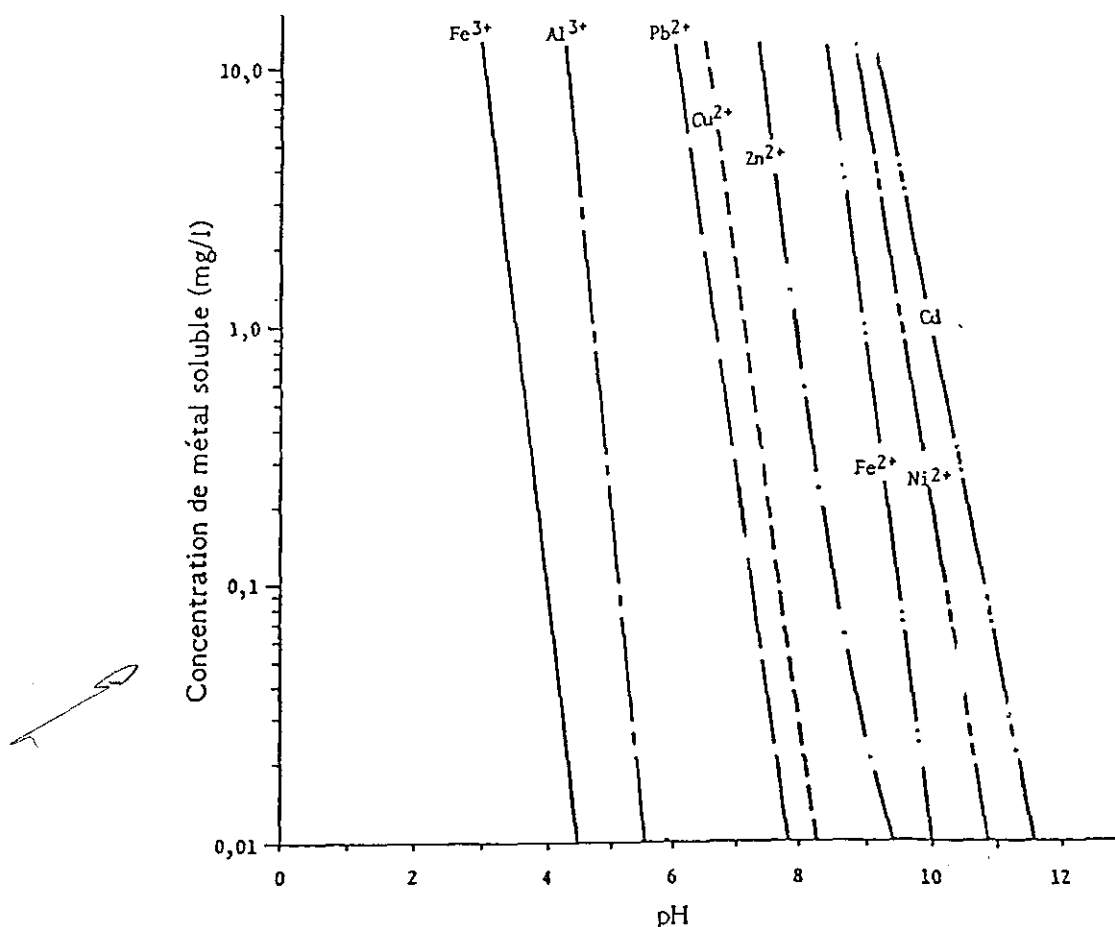


Fig.1 - Concentration théorique en métal en fonction du pH en se basant exclusivement sur le produit de solubilité de l'hydroxyde métallique correspondant (Scott J.S., 1987).

Les unités de traitement chimique des eaux acides sont efficaces, mais les frais d'aménagement et d'exploitation peuvent être élevés. En outre, le traitement chimique génère une grande quantité de boues résiduelles. Ces boues se caractérisent par des teneurs en eau très élevées et de mauvaises caractéristiques de décantation, d'où un surcoût lié aux opérations ultérieures de séparation solide-liquide (clarificateur/épaississeur, filtration sous pression, ajout éventuel de réactif type coagulant/floculant,...). Les métaux éliminés sont concentrés dans les boues de neutralisation sous forme d'hydroxydes. Par conséquent, elles ne doivent pas être stockées dans un environnement acide ($\text{pH} < 6$) qui conduirait à une remobilisation des métaux.

b) Méthodes passives

Les solutions de traitement chimique sont performantes mais coûteuses. Pour abaisser ces coûts, on a imaginé des techniques passives qui demandent *a priori* peu d'entretien et dont l'aménagement et l'exploitation sont moins onéreux. Deux principaux types de solution ont été développés. Il s'agit d'une part, des terres humides artificielles, d'autre part, des tranchées à remplissage calcaire.

• Terres humides artificielles

L'expérience montre que la qualité des eaux polluées provenant des mines peut s'améliorer après qu'elles aient percolé au travers d'une tourbière ou d'un marécage. Les processus chimiques et biologiques entrant en jeu ont par la suite été étudiés et des terres humides ont été construites pour traiter les eaux acides.

On différencie les terres humides oxiques (oxygène présent) et les terres humides anoxiques (oxygène absent).

Les terres humides oxiques provoquent l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique et provoquent la précipitation de l'hydroxyde formé. Il s'agit de milieux peu profonds et de grande superficie qui permettent d'obtenir une vitesse d'écoulement très lente et un temps de séjour long. Cette conception favorise donc l'oxydation et assure une rétention suffisante pour permettre la décantation des précipités métalliques. Les terres humiques oxiques présentent deux inconvénients majeurs :

- 1) il est nécessaire de disposer de surfaces importantes,
- 2) ce procédé conduit à une diminution du pH consécutive à l'hydrolyse de fer ferrique (réaction 3).

Le principe de fonctionnement des terres humides anoxiques est l'opposé du principe oxique. Il repose sur la réduction bactérienne du sulfate en hydrogène sulfuré. Ces réactions de réduction conduisent à un relèvement du pH. Les métaux dissous sont réduits en présence d'hydrogène sulfuré et précipitent sous forme de sulfure. Ce type de terre humide implique de maintenir une population de bactéries sulfato-réductrices en four-

nissant un substrat organique (plantes) qui peut être utilisé dans leur processus respiratoire. Parallèlement, ce type de milieu peut favoriser des réactions de complexation des métaux (Cu, Al, Zn,...) avec des molécules organiques entraînant la précipitation de complexes organométalliques stables.

Les deux types de mécanisme (oxydation et réduction) peuvent intervenir dans une terre humide artificielle conçue convenablement. Cela implique de maintenir un équilibre entre les processus oxydant et réducteur. L'élément le plus critique apparaît être le renouvellement périodique du substrat organique qui conditionne la maintien de la population bactérienne.

La technique des drains anoxiques à remplissage calcaire ("anoxic limestone drains") est utilisée classiquement en amont d'une terre humide artificielle. L'objectif est de relever le pH de l'eau qui percole au travers du calcaire. Ce type de procédé n'est utilisable que si l'eau acide a un faible contenu en oxygène dissous, une faible teneur en aluminium et si le fer est principalement présent sous forme réduite (fer ferreux). Dans le cas contraire, le drain perd rapidement de son efficacité suite à la précipitation des hydroxydes de fer ferrique et d'aluminium à la surface des granulats calcaires.

• *Tranchées ouvertes à remplissage calcaire*

Cette technique consiste à placer des tranchées remplies de calcaire dans les principales zones d'écoulement ou d'alimentation de la nappe. Ce type de procédé, relativement peu coûteux, demande peu d'entretien et conduit à des résultats significatifs. Le seul entretien consiste à rajouter du calcaire dans les tranchées après quelques années de fonctionnement (5 à 10 ans selon une expérience conduite en Pennsylvanie). Des essais sur site montrent que ce type de procédé reste efficace malgré un encroûtement partiel des granulats calcaires par les précipités d'hydroxydes métalliques.

2. Synthèse des données sur l'acidification des eaux d'exhaure engendrée par les carrières

2.1. CHRONOLOGIE ET PRINCIPAUX RÉSULTATS DES ÉTUDES SUR LES EAUX ACIDES CHARGÉES EN MÉTAUX EN BRETAGNE (A. Carn, note BRGM BRE N° 96.12)

Durant les périodes de sécheresse qui ont sévi en Bretagne en 1989-1991, des incidents se sont produits à l'aval de carrières de roches concassées, entraînant la mortalité de nombreux poissons.

Une première étude, réalisée en 1991 par le BRGM, a montré que les eaux d'exhaure pouvaient présenter un caractère acide et de fortes teneurs en métaux lourds ou indésirables (Fe, Al, Cu, Mn, Ni, Zn,...). Ces eaux d'exhaure modifiaient l'équilibre du cours d'eau récepteur lorsque ce dernier avait un faible débit.

Afin de préciser l'importance de ce phénomène d'évolution hydrochimique des eaux de carrières de roches concassées, des séries d'analyses ont été réalisées en 1992 par le BRGM, sous l'égide de la DRIRE et en collaboration avec la profession (Comité de la Charte Granulats), sur un échantillon représentatif des types de roches utilisées pour les granulats en Bretagne. Elles ont montré que la présence d'eaux acides chargées en métaux lourds dans les rejets des carrières était fréquemment répandue et pouvait se rencontrer dans tous les types de roches constituant le Massif armoricain, en particulier celles soumises à un métamorphisme intense (cornéennes, granite recristallisé, gneiss, schistes et quartzites fortement métamorphisés).

Il ressortait que les deux paramètres à contrôler *in situ* dans les carrières, en cours d'exploitation, étaient le pH et la conductivité de l'eau. La présence simultanée d'un pH < 5 ou 5,5 et d'une conductivité > 500 µS/cm devait conduire à rechercher la présence de métaux lourds et à évaluer en fonction des flux, les risques d'impact négatif sur l'environnement.

Ensuite, avec l'appui d'un financement conjoint du ministère de l'Industrie, de la Poste et des Télécommunications (DRIRE) et de la profession représentée par l'UNICEM, le BRGM a travaillé en 1993, sur deux approches du phénomène de production d'eau acide :

- une analyse bibliographique sur les mécanismes physico-chimiques et/ou biologiques responsables de ce phénomène, les traitements connus et le devenir des résidus de traitement ;
- une analyse comparative de 4 sites de carrières dont les exhaures acides étaient traités par des méthodes différentes : calcaire concassé dans un tambour (trommel), chaux en poudre, chaux en poudre + flocculant, soude liquide.

Les principaux résultats issus de ces travaux sont les suivants :

La production d'eau acide par les carrières de roches concassées est liée à l'oxydation des sulfures présents dans le volume de roches nouvellement dénoyées. Elle libère de l'acidité et des métaux présents dans ces sulfures et probablement dans les autres minéraux par lessivage. Les métaux majeurs en solution sont l'aluminium, (2 à 50 mg/l), le fer (5 à 41 mg/l) et le manganèse (2 à 28 mg/l). Les métaux lourds présents sont le zinc, le cuivre et nickel avec des teneurs pouvant dépasser 2 mg/l dans les cas les plus critiques. En revanche, aucun cas de pollution par le plomb, l'arsenic, le cadmium ou le mercure n'a été relevé. Les concentrations en sulfates et en métaux varient peu, en moyenne d'un facteur 2, indépendamment des variations de débits. Il n'y donc pas d'effet évident de dilution. Cette constatation est fondamentale et démontre que le débit est un facteur aggravant. Une gestion rigoureuse de l'eau est un élément clé pour diminuer les flux en éléments métalliques.

Le traitement consiste à relever la valeur du pH, ce qui déclenche des réactions de précipitation et/ou d'adsorption des ions métalliques et les rend insolubles. Les rendements sont d'autant plus élevés que le pH est proche de 9 et que le débit traité est constant.

Certains procédés (soude, chaux) permettent de régler aisément le pH de sortie des effluents et s'adaptent facilement à des fluctuations de débit. Ils peuvent donc être très performants s'ils sont bien gérés. Cependant, de telles installations sont onéreuses tant au niveau de l'investissement que du fonctionnement et par ailleurs, elles ont le grave inconvénient de produire des résidus de traitement difficilement gérables à cause des volumes engendrés (teneurs en eau supérieures à 90 %).

L'utilisation de calcaire concassé agité dans un tambour tournant (trommel) au travers duquel passe l'eau à traiter offre l'avantage d'être un procédé rustique et bon marché, produisant une boue de moindre volume et pelletable. Par contre, le relèvement du pH est limité à 7,8, ce qui a pour conséquence de ne pas permettre la précipitation totale du nickel et du manganèse. Ces inconvénients peuvent être corrigés par l'ajout à la sortie du trommel d'un traitement complémentaire à la chaux ou à la soude.

Il est beaucoup plus avantageux en terme économique, d'utiliser le système trommel pour faire évoluer le pH de 3 à 7,8 et de parfaire le traitement par un ajout de faibles quantités de chaux ou soude que de réaliser le traitement exclusivement avec de la chaux ou de la soude.

Ce procédé trommel nécessite, néanmoins, un étalonnage de l'appareil pour déterminer ses conditions optimales d'utilisation : taux de remplissage en fonction du débit à traiter et réglage automatique ou régulier de ces deux paramètres.

Les études effectuées en 1995 par le BRGM (avec les mêmes cofinancements : DRIRE et CHARTE GRANULATS) se sont focalisées sur les résidus (boues de neutralisation)

issus du procédé de traitement par calcaire concassé (trommel) et ont permis d'apporter des solutions à plusieurs problèmes spécifiques :

- il est possible d'améliorer la vitesse de décantation des boues, soit par ajout de flocculant, soit par recyclage d'une partie de celle-ci. Les flocculants n'ont aucune action sur la précipitation du manganèse et du nickel ;
- il existe plusieurs procédés industriels d'oxydation du manganèse mais trop onéreux pour être mis en oeuvre dans des carrières. Par contre, un relèvement du pH (par de la chaux ou de la soude) jusqu'à un pH de 9 suffirait à le faire précipiter ;
- la présence de fines enrobant le calcaire concassé joue un rôle primordial sur la densité de la boue et permet qu'elle soit pelletable ;
- il est préconisé d'aménager les bassins de réception des eaux traitées pour qu'ils fonctionnent en alternance comme bassin de décantation ou comme lit de séchage, ce qui conduit, sans manipulation supplémentaire, à réduire de façon significative le taux d'humidité des boues.

Les tests de lixiviation standard (norme X 31-210) ont été satisfaisants sur les boues de la carrière testée. Ils sont à effectuer sur les boues des autres carrières car les résultats ne semblent pas transposables d'un site à l'autre.

Les boues contiennent les métaux solubilisés par les eaux acides ; ces métaux peuvent être remobilisés s'ils sont en contact avec des eaux à pH < 6 d'où une vigilance très stricte pour leur stockage (confinement dans un casier aux normes de site d'enfouissement technique, immersion dans une eau à pH constamment supérieur à 7). Cette dernière solution nécessite un certain nombre d'investigations pour s'assurer de la pérennité de la valeur du pH de l'eau.

Une autre voie peut également être ouverte vers la recherche de procédés de mélange de ces boues avec différents liants ou matériaux afin d'obtenir un produit fini stable chimiquement pouvant être stocké facilement.

2.2. PRINCIPAUX RÉSULTATS DES ÉTUDES SUR LES EAUX ACIDES CHARGÉES EN MÉTAUX EN BASSE NORMANDIE ET EN PAYS DE LOIRE

Des études ont également été réalisées en Basse Normandie et en Pays de Loire afin de reconnaître les formations susceptibles de produire des eaux d'exhaure acides lors de l'extraction des matériaux de carrière. Ces études ont été conduites en adoptant l'approche développée en Bretagne. La reconnaissance *in situ* est basée sur la mesure de deux paramètres clé, le pH et la conductivité (pH < 5,5 et conductivité > 500 µS/cm).

Les études réalisées en Basse Normandie (BRGM, 1995) concluent à l'existence du phénomène dans des formations armoricaines proches de celles rencontrées en Bretagne.

Des mesures *in situ* (pH, conductivité) ont été réalisées dans 19 carrières exploitant des roches massives armoricaines, en grande majorité des cornéennes, des grès et des quartzites. Six sites présentent des eaux caractérisées à la fois par un pH < 5,5 et une conductivité > 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$; ces échantillons présentent corrélativement les concentrations les plus élevées en métaux. Le drainage acide se manifeste principalement dans les formations cornéennes (schistes métamorphisés au contact des massifs granitiques), mais également dans d'autres formations telles que les grès ordoviciens, les filons de dolérites ou de quartz.

Les reconnaissances en Pays de Loire (BRGM, 1996) ont porté sur 99 carrières de roches massives. Moins de vingt peuvent être considérées comme concernées par le processus de drainage acide et parmi celles-ci, une dizaine présentent seulement une amorce de ce processus.

2.3. SYNTHÈSE SUR LA MANIFESTATION DU PHÉNOMÈNE EAUX ACIDES

La teneur en sulfate des eaux est le meilleur indicateur du phénomène d'oxydation de la pyrite et accessoirement des autres sulfures présents. Dans le milieu étudié, on peut considérer que le sulfate est un élément mobile, c'est-à-dire un élément qui ne reprécipite pas après sa mise en solution. La concentration en sulfate indique donc la quantité de pyrite dissoute par litre d'eau. Pour fixer l'ordre de grandeur, une concentration en sulfate de 500 mg/l correspond à la dissolution de 300 mg de pyrite (en supposant que la concentration initiale en sulfate est de 20 mg/l). La connaissance des flux en sulfate permet d'évaluer assez simplement la masse de pyrite oxydée au fur et à mesure de l'avancement de l'exploitation.

Le rapport Fe/SO_4 des eaux est toujours très nettement inférieur à la valeur correspondant à la dissolution stoechiométrique de la pyrite (fig. 2). Ce résultat montre que la libération du fer est systématiquement suivie d'une reprécipitation sous forme d'oxyde et/ou d'hydroxyde de fer.

La figure 3 montre l'augmentation logique de la teneur en Zinc lorsque le pH diminue. On observe une évolution du même type pour les deux autres métaux lourds (Ni et Cu). Ces résultats montrent que l'acidification liée à l'oxydation de la pyrite conduit à la solubilisation des métaux lourds indésirables.

A. Carn (BRGM, 1995 ; BRGM, 1996) a montré que les deux paramètres à contrôler *in situ* dans les carrières, en cours d'exploitation, étaient d'une part le pH, d'autre part la concentration en sulfate qui est estimée par conductimétrie (pH < 5,5 et conductivité > 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Il n'existe pas de relation évidente entre ces deux paramètres (fig. 4). En revanche, si l'on prend en compte le rapport SO_4/Ca , on montre qu'il se dégage une corrélation : les valeurs de pH acide correspondent aux rapports SO_4/Ca les plus élevés, les valeurs de pH neutre aux rapports SO_4/Ca les plus bas.

Ce résultat indique que :

- 1) le développement du phénomène d'acidification dépend bien du bilan entre les réactions d'acidification liées aux sulfures et les réactions de neutralisation par les carbonates ;
- 2) la majorité du calcium présent en solution est liée à la dissolution des carbonates. Nous avons pu vérifier la relation entre le pH et le rapport SO_4/Ca pour l'ensemble des données dont nous disposons (Bretagne, Normandie, Pays-de-Loire ; fig. 5).

Le rapport SO_4/Ca peut être assimilé très schématiquement au rapport du potentiel d'acidification sur le potentiel de neutralisation.

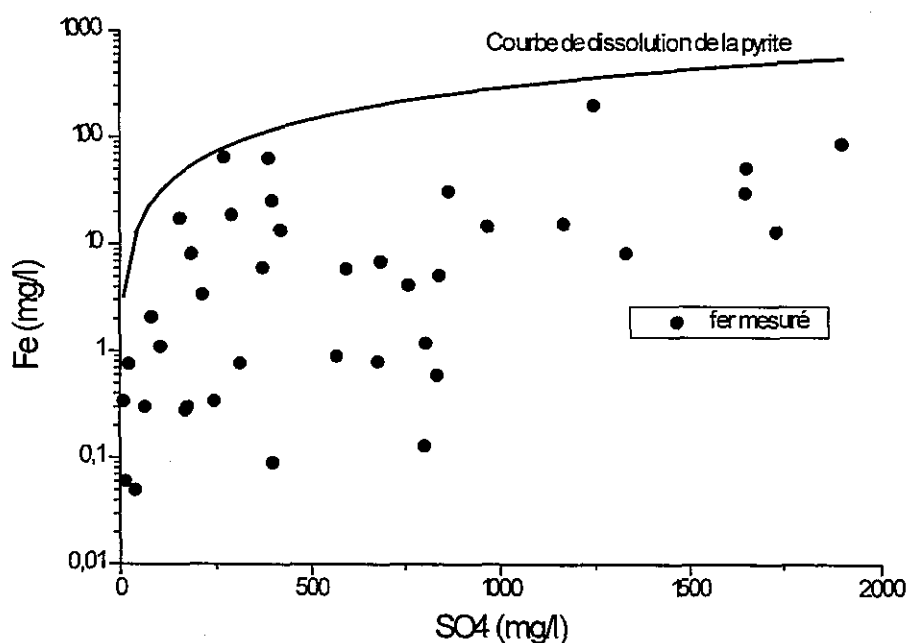


Fig. 2 - Evolution des concentrations en sulfate et en fer dans les effluents de carrière.

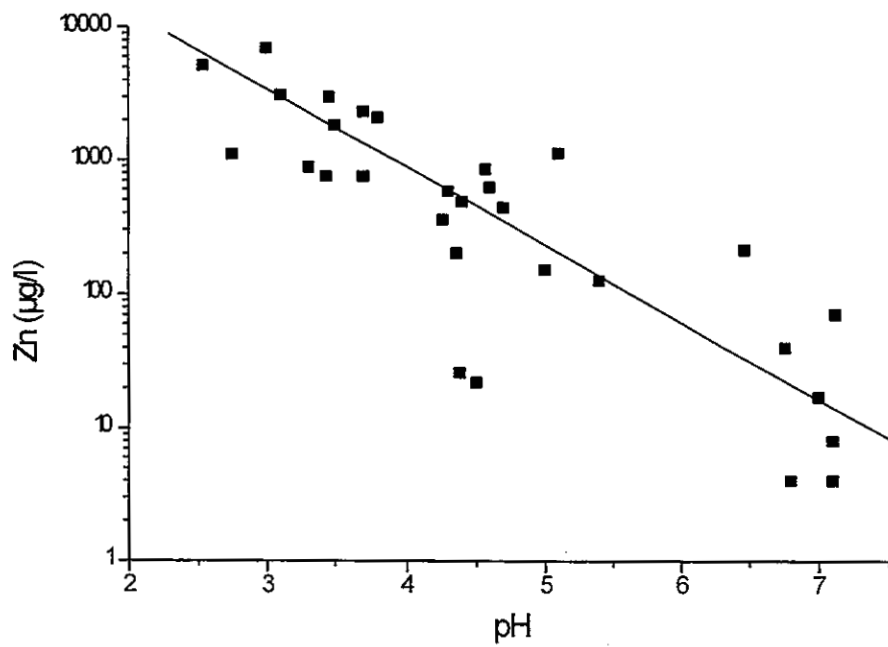


Fig. 3 - Evolution des concentrations en zinc en fonction du pH.

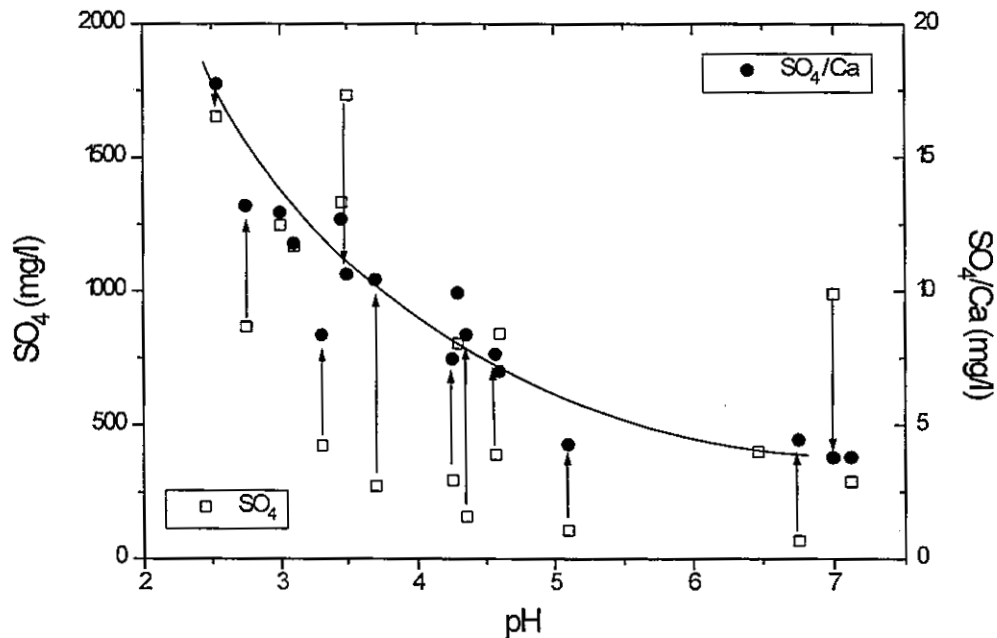


Fig. 4 - Evolution conjointe de la concentration en sulfate et du rapport sulfate/fer en fonction du pH (données extraites de l'étude BRGM portant sur 4 sites situés en Bretagne. Rap. BRGM, R 37838).

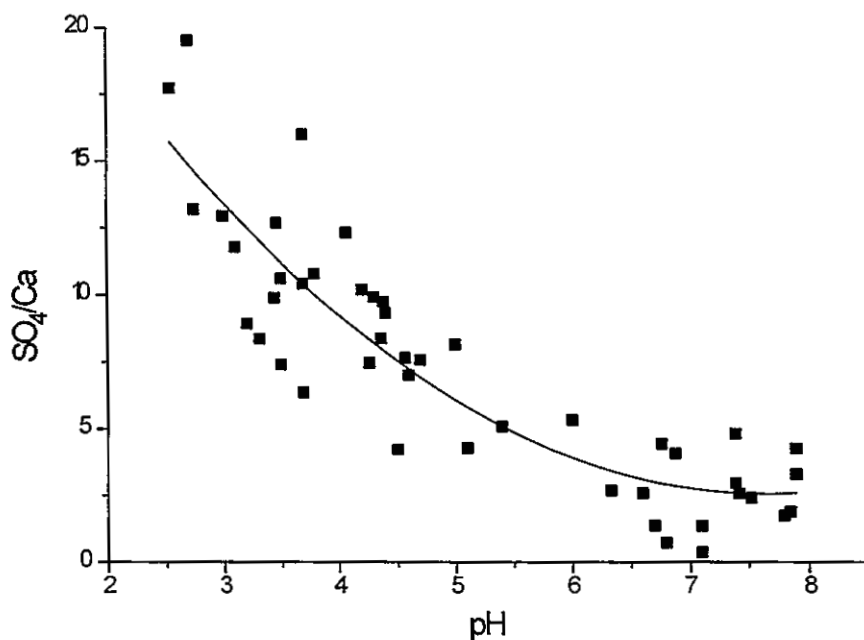


Fig. 5 - Evolution du rapport sulfate/fer en fonction du pH (données Bretagne, Basse Normandie, Pays de Loire).

3. Recommandations pour la prise en compte du risque de rejet d'eaux acides

Les réactions responsables de l'acidification et les paramètres clés qui contrôlent leur cinétique sont relativement bien connus. Nous les avons rappelées dans les paragraphes précédents. En revanche, il est actuellement impossible de modéliser tous ces processus pour prévoir, à l'échelle d'un site d'exploitation, la composition et le volume d'effluents au cours du temps. L'objectif pourrait être plus modestement de prévoir si le site présente un risque d'acidification. Néanmoins, cette prévision reste difficile dans la mesure où de nombreux mécanismes interfèrent. Il n'est pas possible de fixer des seuils quantitatifs simples comme par exemple un rapport entre des teneurs en pyrite et en carbonate. En effet, nous avons montré que des paramètres physiques comme la surface spécifique des minéraux actifs ou leur répartition spatiale vont directement influencer la cinétique globale des réactions. La démarche et les recommandations que nous proposons sont donc essentiellement qualitatives.

Les recommandations concerneront les principales phases de la vie d'une carrière :

- recherche de sites d'exploitation, travaux préliminaires de reconnaissance, demande d'autorisation d'exploiter, étude d'impact ;
- phase d'exploitation ;
- fermeture du site d'exploitation.

3.1. RECHERCHE DE SITES D'EXPLOITATION

La prise en compte du risque "eaux acides" dès la phase de recherche s'inscrit dans une démarche préventive. L'objectif de ces recommandations est de sensibiliser les carriers au risque pour qu'il puisse le prendre en compte dès la phase de reconnaissance et l'intégrer au niveau du schéma d'exploitation.

L'analyse du contexte géologique général constitue un premier niveau d'information (cartes géologiques, notices). Les études antérieures montrent que toutes les formations armoricaines présentent un risque élevé dès lors qu'elles ont été soumises à un épisode de métamorphisme : cornéennes, granite recristallisé, gneiss, schistes et quartzites fortement métamorphisés.

La reconnaissance géologique du site est fondamentale pour évaluer le risque d'acidification. Elle repose sur l'étude des échantillons prélevés au cours des campagnes de sondages. Le premier objectif sera de vérifier la présence de sulfures et plus spécifiquement de pyrite qui est le facteur déterminant dans l'apparition du phénomène d'acidification. Nous rappellerons qu'en l'absence de réactions de neutralisation, une très faible quantité de pyrite (moins de 1 %) suffit pour générer d'importants volumes d'eau

acide. Outre la détermination de la teneur en pyrite, il conviendrait de connaître la granulométrie : une granulométrie faible conduit à des surfaces réactionnelles élevées et constitue un facteur aggravant.

La reconnaissance doit également permettre de localiser la pyrite et de répondre aux questions suivantes :

- profondeur d'apparition de la pyrite : la pyrite qui pouvait être présente dans les horizons les plus superficiels est d'ores et déjà oxydée. Il importe de déterminer la profondeur à partir de laquelle les sulfures sont exprimés. Pour de nombreux sites, le phénomène d'acidification ne s'est effectivement développé que lorsque l'exploitation a atteint les niveaux de roches les plus sains.
- distribution spatiale de la pyrite :
 - 1) pyrite disséminée de manière homogène dans la roche exploitée ;
 - 2) pyrite sous forme de filonnets, de fractures ou de veines réparties dans la masse ;
 - 3) pyrite associée à un faciès géologique spécifique ou à des accidents majeurs qui recoupent la formation exploitée.

Outre la quantité de minéraux sulfurés, le second facteur le plus déterminant est la présence de minéraux carbonatés capables de neutraliser les acides produits. Les carrières situées en bordure ouest du Bassin parisien (Basse Normandie) et ouvertes dans les grès armoricains affleurant au sein des calcaires et marnes du Jurassique constituent une excellente illustration du potentiel neutralisant des carbonates. Les eaux d'exhaure sont caractérisées par une conductivité élevée et un pH proche de la neutralité. La conductivité traduit la présence de sulfates et donc le phénomène d'oxydation de la pyrite. En revanche, le pH reste neutre, ce qui signifie que les eaux sont suffisamment tamponnées par les carbonates pour qu'il y ait neutralisation. Corrélativement, la concentration en calcium des eaux d'exhaure est élevée, preuve effective de l'action des carbonates. La détermination directe de la teneur en carbonate est une donnée capitale pour évaluer le potentiel neutralisant de la formation. L'analyse du pouvoir tampon des eaux de surface et des eaux profondes avant exploitation est une donnée complémentaire importante à acquérir pour évaluer le potentiel de neutralisation du milieu. En première approche, le pouvoir tampon est directement proportionnel à la teneur en bicarbonate (HCO_3^-). Il augmentera si les eaux ont été en contact avec des carbonates.

Le diagnostic sur le risque d'acidification peut être affiné par la réalisation d'essais statiques et dynamiques en laboratoire. Nous avons présenté dans le paragraphe 1.2. le principe des essais adoptés dans le secteur minier. Les épreuves statiques, simples de réalisation, sont difficiles à interpréter, notamment lorsque les potentiels d'acidification et de neutralisation sont très voisins. Les essais cinétiques de type percolation sur colonne complèteraient utilement les épreuves statiques, notamment si les essais sont réalisés avec des échantillons d'eau prélevés sur le site (eaux de surface et eaux profondes). Néanmoins, en l'absence de données, il conviendrait de vérifier la validité de ce type

d'essai pour des matériaux de carrière qui se différencient des stériles miniers par des teneurs en pyrite significativement plus faibles.

3.2. PHASE D'EXPLOITATION

Lorsque la caractérisation montre que les effluents présentent un risque d'acidification, deux types d'approche sont envisageables :

- prévention de l'acidification : l'objectif de ces mesures est d'empêcher que le processus d'acidification s'engage ou bien de limiter l'ampleur du phénomène ;
- traitement : lorsque les mesures préventives n'ont pas conduit aux résultats escomptés, il faut collecter les effluents pour pouvoir les traiter.

3.2.1. Prévention de l'acidification

Lorsque l'étude préliminaire montre que les sulfures sont liés à un faciès géologique identifié, on peut envisager d'adopter des mesures spécifiques. Le cas de figure le plus favorable serait celui où les niveaux à pyrite sont parfaitement localisés et où le reste du gisement peut être exploité sélectivement sans perturber la formation sensible. Le plus souvent, ce schéma n'est pas envisageable puisqu'il conduirait à geler une part importante du gisement. Il est alors nécessaire d'adopter des mesures pour prévenir tout risque d'acidification des effluents qui percolent au travers du stock de stérile. Deux principaux types de mesures peuvent être envisagés. Le mélange avec des matériaux alcalins (dosage et granulométrie à optimiser en fonction de la teneur en pyrite) est un premier type. Le second consiste à limiter les apports d'oxygène et d'eau en mettant en place une couverture imperméable (argile, ciment, asphalte, plastique). L'approche que nous venons de présenter peut être illustrée par l'exemple d'une carrière de grès armoricain située en Basse Normandie. En 1990, un front de taille de couleur noire fut mis à jour dans cette carrière qui fournissait un excellent matériau. En 1992, un orage a lessivé les stocks de stériles noirs ; les eaux ont alors atteint un pH de 2. Quelques temps plus tard, le secteur est alors abandonné pour étudier le phénomène et tenter d'y remédier. La couleur noire du front était due au remplissage de fractures par une substance organique noire très riche en pyrite. Lorsque ce matériau est soumis à un essai de percolation en colonne, le lixiviat atteint un pH de 3,5. Le même essai réalisé sur les stériles conduit à un pH de 2. Il est apparu que le matériau pyriteux en place présentait un risque limité car imperméable, localisé et isolé de l'air. L'acidification était principalement liée aux stériles qui offraient une importante surface spécifique de réaction. Le mélange des stériles avec 5 % de calcaire empêchait le développement de l'acidification. Par contre, leur stockage sur un lit de calcaire s'est avéré être rapidement inefficace, les granulats calcaires se couvrant de précipité d'hydroxydes métalliques.

Nous distinguerons deux niveaux d'intervention dans le contrôle du phénomène d'acidification :

- 1) à l'échelle de la carrière,
- 2) à l'échelle des stocks.

En théorie, il est possible de freiner les réactions d'acidification en limitant les apports d'oxygène et d'eau. Il est clair qu'il n'est pas possible de limiter l'apport en oxygène à l'échelle d'une carrière en exploitation. En revanche, une meilleure gestion des circulations d'eau peut considérablement diminuer l'ampleur du phénomène sans pouvoir pour autant l'empêcher totalement. En effet, nous rappellerons que la quantité d'eau nécessaire à la réaction d'acidification est très faible. La maîtrise et la réduction des écoulements visent donc à limiter les flux d'effluents acidifiés et à freiner la propagation du phénomène sur l'ensemble du site. A. Carn a clairement montré que *les débits constituent un facteur aggravant* : les concentrations en sulfate et en métaux lourds évoluent assez peu (en moyenne, d'un facteur 2) indépendamment des variations de débit. Il n'y a donc pas de phénomène de dilution. La construction d'ouvrage permettant de minimiser l'apport des eaux de ruissellement (fossés, drains, merlon périphérique, par exemple) contribuera donc à limiter les flux d'éléments polluants. Lorsqu'un cours d'eau s'écoule à proximité du site, il est impératif de le dévier ou de le canaliser. Enfin, si un secteur donné de la carrière s'avère être plus problématique, il conviendra de recueillir les eaux dans un circuit indépendant.

Les stocks de stériles, et dans une moindre mesure de matériaux concassés/broyés, peuvent être la source principale de pollution acide. Nous avons présenté dans le paragraphe précédent un exemple d'acidification liée à des stocks de stériles à pyrite ainsi que les techniques permettant de réduire leur impact polluant. Lorsque la pyrite est finement disséminée dans l'ensemble de la roche, on conçoit que les stocks de sable et plus encore de fillers puissent être une source majeure de pollution : le facteur aggravant est alors l'augmentation de surface spécifique générée par le broyage. Les techniques préconisées pour les stériles (mélange avec des minéraux neutralisants, couverture imperméable) ne sont pas transposables pour des matériaux valorisables. La solution la plus simple consiste à les stocker sur des plates-formes spécifiques où les eaux sont recueillies pour pouvoir être traitées ultérieurement. L'utilisation de matériaux carbonatés pourrait permettre d'améliorer significativement la qualité des effluents avant traitement. Leur mise en oeuvre peut être envisagée à différents niveaux : constituant de la plate-forme, remplissage de tranchées d'évacuation des eaux, voire de drains suivant le concept des drains anoxiques (paragraphes 1.3.2). Des essais cinétiques de type percolation en colonne pourraient constituer un excellent guide pour évaluer le potentiel polluant d'un stérile ou d'un sable.

Parmi les techniques mises en oeuvre dans le secteur minier, nous avons évoqué l'aspersion par des solutions d'agents bactéricides ou l'épandage de matériaux phosphatés qui fixent le fer ferrique, permettant ainsi d'interrompre le cycle d'altération

de la pyrite. A notre connaissance, ces techniques n'ont jamais été appliquées dans le secteur des carrières.

3.2.2. Traitement des effluents acides

Le traitement des effluents acides peut s'avérer être nécessaire. Un pH inférieur à 5,5 et une conductivité supérieure à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont les seuils à partir desquels un traitement s'avère être nécessaire. Les différentes méthodes de traitement (actives et passives) ont été largement présentées dans le paragraphe 1.3.2.

La méthode actuellement utilisée consiste à neutraliser les eaux par addition d'un réactif alcalin (calcaire, chaux, soude) pour faire précipiter les métaux en solution (paragraphe 2.1). Ces traitements sont validés et assurent une qualité satisfaisante des effluents (tabl. 1). Les principaux problèmes pour ce type de traitement concernent les boues de neutralisation produites. Les études entreprises en 1995 ont permis d'apporter des solutions opérantes en terme de séparation solide/liquide, en particulier dans les procédés de neutralisation en ligne utilisant du calcaire concassé : action des flocculants, conception de bassins drainants. En revanche, l'épineux problème du devenir de ces boues reste posé. Les boues de neutralisation sont par nature instables. Les métaux initialement présents dans les eaux se retrouvent sous forme d'hydroxydes. Les essais de lixiviation standards (norme X31-210) conduisent logiquement à des résultats satisfaisants, le pH de l'eau étant proche de la neutralité. En revanche, les métaux sont remobilisables si la boue de neutralisation est en contact avec des eaux à $\text{pH} < 6$, d'où la nécessité impérieuse de les stocker dans un environnement neutre à légèrement basique. Il est clair que le stockage sur le site d'exploitation impliquerait une gestion très stricte des écoulements, pour éviter tout risque de contact avec des effluents acides (pendant la phase d'exploitation, mais également après fermeture du site). Le stockage sur site nécessiterait donc de concevoir un dispositif technique spécifique (stabilisation, alvéole, contrôle des lixiviats,...) qui garantisse la stabilité à long terme des boues. D'un point de vue scientifique, la stabilisation par les liants hydrauliques pourrait constituer une alternative puisque les ciments génèrent des conditions basiques à très long terme ($\text{pH} > 9$). La mise en dépôt des boues dans des Centres d'Enfouissement Techniques (CET) est envisageable techniquement mais représentent des coûts quasi-prohibitifs (stabilisation + dépôt en alvéole $\approx 2\,000\text{ F/t}$). Une des solutions les plus séduisantes seraient de valoriser les boues comme matériaux de viabilité ou de construction (graves recomposées humides, graves ciment et graves bitume, bétons). Le comité régional Bretagne de la charte professionnelle des producteurs de granulats pilote actuellement un programme de recherche sur ce thème.

Nous avons évoqué précédemment les techniques de traitement passif, en particulier le procédé des terres humides artificielles. Ce procédé n'est pas utilisé dans les carrières en activité. En revanche, nous l'évoquerons à nouveau dans le paragraphe suivant sur la fermeture des carrières.

	CHAUX/SOUDE	CALCAIRE CONCASSÉ
Avantages	- pH facilement modulable. - possibilité d'automatisation. - adapté aux débits importants ($> 60 \text{ m}^3/\text{h}$).	- simple d'utilisation. - peu onéreux. - boue en petite quantité et pelletable. - adapté pour des débits d'environ $20 \text{ m}^3/\text{h}$.
Inconvénients	- investissement et coût de fonctionnement élevés. - grands volumes de boue, liquide et non pelletable.	- pH limité (~ 8) mais possibilité de corriger par de la chaux. - débit limité, mais possibilité d'utiliser plusieurs trommels en batterie.

Tabl. 1 - Avantages et inconvénients des différents procédés de neutralisation en ligne (d'après C. Vannier, 1996).

3.3. FERMETURE DE LA CARRIÈRE

Le problème posé est la durée du phénomène d'acidification dès lors que la carrière est fermée. Les données disponibles sont actuellement très limitées. Deux cas de figure se présentent :

- **carrière en fosse** : l'arrêt de l'exploitation conduira à l'ennoyage de la fosse d'exploitation, ce qui devrait permettre de réduire substantiellement la production d'acide en bloquant la diffusion de l'oxygène. L'inondation de la mine une fois épuisée ou l'immersion de résidus miniers sont des techniques éprouvées pour restreindre l'acidification à long terme. On sait d'ores et déjà que la première phase de remplissage est la plus critique puisqu'elle conduit à la formation d'une réserve d'eau acide (observation vérifiée sur une carrière en cours de réennoiment). Pour limiter l'ampleur de l'acidification, on peut envisager d'évacuer les stocks de stériles. Cette solution ne suffirait vraisemblablement pas à empêcher l'acidification et poserait le problème de la gestion des stocks de stériles. La solution technique la plus séduisante serait *a priori* de traiter le site avec des carbonates ou de la chaux pour neutraliser les acides produits lors de la montée des eaux. Reste néanmoins à en vérifier l'efficacité à court et long terme et à en évaluer le coût.

- **carrière à flanc de relief** : ce type de géométrie est *a priori* plus défavorable que le cas précédent, les fronts de taille restant exposés à l'atmosphère. Il y a donc un risque que le phénomène d'acidification se perpétue. Il n'est pas envisageable de maintenir en fonctionnement des unités de traitement par neutralisation qui nécessitent un suivi et génèrent des coûts de traitement élevés. C'est pourquoi, il est nécessaire de rechercher des solutions alternatives au traitement chimique. Le premier type d'action consiste à limiter au maximum les ruissellements à travers le front de taille en agissant sur la zone située au sommet de la carrière (ouvrages de dérivation des eaux de ruissellement). On peut également envisager d'y stocker des matériaux carbonatés qui conduiraient à une alcalinisation des eaux d'infiltration. Les techniques de traitement type terres humides artificielles pourraient compléter efficacement le dispositif. Le principe serait de créer une zone humide artificielle à la base du front de taille en s'inspirant du savoir-faire acquis dans le secteur minier. Un programme de recherche, soutenu par les professionnels, explore cette voie de traitement.

Conclusion

Les différentes études réalisées depuis 1992 permettent de bien cerner l'ampleur du phénomène d'acidification des eaux d'exhaure dans les carrières de roches massives. Les traitements mis en place sur les sites assurent une qualité satisfaisante des rejets durant l'exploitation et minimisent l'impact des carrières sur l'environnement. La présente synthèse montre qu'il subsiste des interrogations, concernant principalement :

- 1) la prévision du phénomène d'acidification (phase de recherche de sites d'exploitation) ;
- 2) la gestion des boues de neutralisation (phase d'exploitation) ;
- 3) l'impact des carrières après fermeture.

Prévision du phénomène d'acidification

Les principales réactions qui régissent l'oxydation de la pyrite et les facteurs qui les contrôlent sont relativement bien connus d'un point de vue théorique. Nous rappellerons brièvement qu'en présence d'oxygène et d'eau, la pyrite s'oxyde en produisant des effluents acides caractérisés par des concentrations élevées en sulfate et en fer. Les réactions d'oxydation peuvent être catalysées en présence de bactéries. Ces conditions physico-chimiques particulières vont conduire à la solubilisation d'autres éléments métalliques (Pb, Ni, Zn, Cd, Cu,...). Outre la réduction des flux en oxygène et en eau, le principal facteur limitant est la présence de minéraux carbonatés capables de neutraliser les acides produits. Bien que les paramètres clés de l'acidification soient connus, il n'existe pas à ce jour de méthodes validées permettant de prévoir la composition et les volumes d'effluents au cours du temps. La raison principale est que de nombreux paramètres interagissent, y compris des facteurs géométriques (répartition spatiale de la pyrite et des carbonates, granulométrie, état de fracturation,...) ou hydrauliques. La modélisation est une approche prometteuse puisqu'elle prend en compte les transferts, les équilibres eau-roches et les cinétiques réactionnelles. En revanche, elle est trop lourde pour pouvoir être appliquée systématiquement à tous les sites. C'est pourquoi nous proposons de mettre à profit cette démarche en l'appliquant à un site pilote afin de hiérarchiser les facteurs à prendre en compte et conduire à une méthodologie simplifiée de prévision de la qualité des effluents. Dans ce cadre, il serait judicieux de transposer au secteur des carrières les épreuves statiques et cinétiques développées dans le secteur minier pour prévoir le potentiel d'acidification d'un matériau.

Gestion des boues de neutralisation

Quels que soient les procédés de neutralisation envisagés (calcaire, soude, chaux), le principal problème reste la gestion des boues qui se caractérisent par des siccités faibles et des teneurs en métaux élevées. Des solutions satisfaisantes ont été trouvées pour améliorer la séparation solide-liquide, notamment pour les traitements à base de calcaire

concassé. Le principal problème qui subsiste est lié à l'instabilité chimique de ces boues. Elles ne peuvent pas être stockées dans un environnement acide ($\text{pH} < 6$) qui conduirait à une remobilisation des métaux. Il n'existe pas à ce jour de solutions économiquement satisfaisantes. Le stockage sur site impliquerait de concevoir des dispositifs techniques spécifiques qui garantissent leur stabilité à long terme (stabilisation, alvéoles étanches,...). On pressent que ce type de mesure induirait des coûts élevés et poserait des problèmes réglementaires. La stabilisation par des liants hydrauliques qui maintiennent un pH basique, pourrait représenter une solution pérenne. La mise en dépôt dans des Centres d'Enfouissement Techniques conduirait à des coûts prohibitifs (chargement + transport + stabilisation + stockage en alvéole). Compte tenu des caractéristiques de ces produits, les possibilités de réutilisation paraissent limitées. Un programme de recherche financé par le comité Charte Granulats étudie actuellement les possibilités de valorisation dans le domaine de la viabilité (grave-ciment, grave-bitume). Il est clair que toutes les mesures amont visant à réduire les volumes d'effluent à traiter contribueront à limiter l'ampleur du problème. Les techniques de traitement passif type *terres humides artificielles* peuvent représenter une alternative séduisante au traitement en ligne. Un point majeur concernant la faisabilité de cette solution est sa capacité d'autofonctionnement à long terme (autogénération de matière organique ou nécessité de maintenir un apport extérieur, modalité de saturation des terres humides, sensibilité à un changement des conditions hydrodynamiques,...). Le comité régional Bretagne de la charte professionnelle des producteurs de granulats soutient actuellement un projet de recherche sur cette voie de traitement.

Impact des carrières après fermeture

Il existe actuellement très peu de données sur l'évolution de la qualité des eaux après fermeture de la carrière. Le problème est *a priori* plus crucial pour les carrières à flanc de relief que pour les carrières en fosse qui s'ensuieront progressivement. Dans le premier cas, le front de taille reste exposé à l'air et est soumis au ruissellement, d'où un risque élevé pour que le phénomène perdure. Dans le second cas (carrière en fosse), la phase la plus critique sera celle correspondant à la remontée de la nappe et au réennoiment de l'exploitation puisqu'elle conduit à la formation d'un plan d'eau acide. Quelles solutions peut-on adopter pour empêcher ou limiter l'acidification lors du réennoiment ? S'il est très vraisemblable que le phénomène d'acidification cesse après ennoiment de la fosse d'exploitation, nous ne disposons d'aucune information permettant de le vérifier formellement. La réponse à ces différentes interrogations passe par une phase d'acquisition de données (suivi d'anciennes carrières), puis par une phase d'interprétation, incluant des étapes de modélisation. La prévision de l'impact des carrières après fermeture rejoint donc en partie le problème de la prévision avant ouverture du site de la qualité des effluents au cours de l'exploitation. La différence fondamentale est que l'on peut disposer à ce stade d'une bonne connaissance du milieu.

Si le phénomène d'acidification perdure, il paraît peu réaliste de maintenir en fonctionnement des unités de traitement en ligne. Le premier type d'approche à expérimenter est la mise en oeuvre de mesures préventives qui limitent l'ampleur du phénomène (maîtrise des eaux ruissellement, alcalinisation des eaux d'infiltration, épandage de phosphate,...). Si besoin, les techniques de traitement passif (terres humides artificielles) pourraient venir compléter les mesures préventives.

Bibliographie

- BRGM, 1993 - Impact hydrochimique des carrières de roches massives à concasser en Bretagne. Rap. BRGM R 37020.
- BRGM, 1995 - Impact hydrochimique de l'exploitation de gisements de roches massives à concasser en Bretagne. Actions 1993. Rap. BRGM R 37838.
- BRGM, 1995 - Impact hydrochimique de l'exploitation de gisements de roches massives à concasser en Bretagne. Actions 1995 sur les résidus issus du traitement de l'eau par du calcaire concassé. Rap. BRGM R 38580.
- BRGM, 1995 - Enquête sur la qualité des eaux d'exhaure dans les carrières en zone de socle en Basse Normandie. Rap. BRGM R 38732.
- BRGM, 1996 - Impact hydrochimique des carrières de roches massives à concasser en Bretagne. Chronologie et principaux résultats des études portant sur les eaux acides chargées en métaux. Note BRGM Bre n° 96.12.
- BRGM, 1996 - Eaux d'exhaure des carrières de roches massives en Pays de Loire. Rap. BRGM R 39056.
- Fergusson K.D. (1985) - Static and kinetic methods to predict acid mine drainage. Environnement Canada, Ottawa.
- J Ribert I. (1994) - Le drainage acide. Un problème d'environnement lié à l'industrie minière. *Annales des Mines*, février 1994, p. 61-64.
- Scott J.S. (1987) - Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai. Rapport de Environnement Canada, Division des opérations minières et métallurgiques.
- Toulhoat P. (1996) - Evolution chimique des eaux profondes et de surface. Mines et Carrières, *Les Techniques*, décembre 1996, p. 26-29.
- Vannier C. (1996) - Impact hydrochimique de l'exploitation de carrières de roches massives en Bretagne. Mines et Carrières. *Les Techniques*, décembre 1996, p. 30-37.

ANNEXE 1

Prévision de la qualité des effluents

Epreuves en conditions statiques

Epreuves cinétiques

(d'après Fergusson K.D., 1985)

ANNEXE 1

PRÉVISION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS MINIER (Adapté de Fergusson, 1983)

Épreuve	Description	Utilisation	Avantages	Inconvénients	Référence(s)
Épreuves en conditions statiques					
1. Mesure des fractions acide et basique	- On calcule le potentiel d'acidification d'après la teneur en soufre totale ou la teneur en soufre pyritique. - Pour déterminer le potentiel de neutralisation, on ajoute une quantité connue de HCL titrée par une solution étalon de NaOH jusqu'à pH 7. - On retranche le potentiel d'acidification du potentiel de neutralisation. Si la valeur est négative en deçà de 5 tonnes de CaCO₃/1000 tonnes de roche, le milieu est acidifiable.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de charbon des Appalaches aux États-Unis.	- Simple. - Peu coûteuse à l'unité. - Permet d'analyser un grand nombre d'échantillons pour estimer la variabilité du potentiel d'acidification. - Rapide.	- Difficulté d'interprétation lorsque les potentiels d'acidification et de neutralisation s'équivalent. - Ne permet pas de tenir compte des différentes vitesses de formation et de consommation possibles. - Plusieurs facteurs influant sur la qualité des effluents, notamment la grosseur des particules, la température, etc., sont négligés.	Sobek et coll. (1978)
2. Épreuve initiale de B.C. Research	- On calcule le potentiel d'acidification d'après la teneur en soufre totale. - On détermine le potentiel de consommation d'acide en faisant un titrage au moyen d'une solution étalon d'acide sulfurique à pH 3,5. - Le potentiel d'acidification est retranché du potentiel de consommation. Si la valeur est négative, le milieu peut s'acidifier.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de métaux communs et dans les mines d'or au Canada.	Voir ci-dessus.	Voir ci-dessus.	Bruynesteyn et Hackl (1984)
Épreuves cinétiques					
3. Épreuve définitive de B.C. Research	- On place l'échantillon dans un erlenmeyer de 250 ml contenant 70 ml de milieu nutritif et une culture de <i>T. ferrooxidans</i> à un pH de 2,2 à 2,5. - On place l'erlenmeyer sur un agitateur rotatif et l'on incube à 35 °C dans une atmosphère enrichie en CO₂. - On mesure le pH et on ajoute un nouvel échantillon. - Si le pH s'élève, l'échantillon n'est pas acidifiable. - Si le pH reste bas, l'échantillon peut s'acidifier.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de métaux communs et dans les mines d'or au Canada.	- Relativement simple. - Relativement peu coûteuse. - Permet d'évaluer le potentiel de lessivage biologique.	- L'interprétation peut être difficile si le pH ne fluctue pas de façon marquée. - Ne permet pas de reproduire l'étape initiale de l'acidification. - Il peut être nécessaire d'attendre plusieurs semaines pour que le pH se stabilise.	Bruynesteyn et Hackl (1984)
4. Épreuves en flacons agités	- On place l'échantillon dans un erlenmeyer de 1 l contenant 600 ml d'eau ou de bouillon nutritif. - On analyse une série d'échantillons dans différentes conditions (pH initial, inoculation et température). - L'incubation des échantillons peut durer trois mois. - On analyse des extraits toutes les semaines et toutes les deux semaines pour délimiter les plages de variation des paramètres.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de métaux communs au Canada.	- Permet de modéliser les réactions cinétiques de production et de consommation d'acide. - Permet d'évaluer l'effet de divers facteurs empêchant l'acidification.	- L'interprétation des résultats peut être difficile. - Évaluation relativement coûteuse. - Oblige à recueillir et à interpréter un grand nombre de données. - Épreuve très longue. - Se prête mal à l'analyse d'un grand nombre d'échantillons.	Halbert et coll. (1983)
5. Réacteur Soxhlet	- On se sert d'un réacteur Soxhlet standard. - On remplit le réservoir d'eau; celle-ci est chauffée jusqu'à évaporation, puis elle passe dans le condenseur. Le liquide condensé	Épreuve utilisée à l'occasion dans les mines de charbon des Appalaches aux États-Unis.	- Relativement simple. - Relativement rapide. - Permet d'évaluer l'interaction entre les réactions de production et de consommation d'acide.	- L'interprétation des résultats peut être difficile. - La relation avec les processus naturels n'est pas évidente. - L'épreuve en est encore au stade du développement.	Sullivan et Sobek (1982)

ANNEXE 1 (suite)

44

PRÉVISION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS MINIER (Adapté de Fergusson, 1983) (suite)

Épreuve	Description	Utilisation	Avantages	Inconvénients	Référence(s)
5. Réacteur Soxhlet (suite)	tombe dans le godet où se trouve l'échantillon, puis il retourne dans le réservoir. 3. L'extract est analysé après 64 à 192 heures.				
6. Épreuve en atmosphère humide	1. On place l'échantillon dans un contenant de plexiglas alimenté en air humidifié. 2. On fait passer de l'air sec pendant trois jours au-dessus de l'échantillon, de l'air humidifié pendant trois jours et le 7 ^e jour, on ajoute 200 ml d'eau. 3. On recueille l'extract et on l'analyse pour délimiter les plages de variation des paramètres. 4. On reprend l'opération 8 ou 10 semaines de suite.	Emploi relativement répandu dans les mines de charbon des Appalaches aux États-Unis.	- Permet de modéliser la production et la consommation d'acide selon le processus cinétique. - On cherche à reproduire l'alternance des périodes de temps sec et de temps humide comme en milieu naturel.	Voir ce qui est dit de l'épreuve en flacons.	Caruccio et coll. (1980)
7. Épreuve en colonne	1. On place l'échantillon dans une colonne et on fait des lavages périodiques à l'eau distillée (en général, pendant 8 ou 10 semaines au moins). 2. On décrit divers montages dans la documentation.	Emploi relativement répandu au Canada et aux États-Unis.	- Permet de modéliser la production et la consommation d'acide selon le processus cinétique. - Permet de modéliser l'effet de différents types de roche. - Permet de modéliser l'alternance des périodes de temps humide et de temps sec comme en milieu naturel. - Permet d'analyser des grains de différentes grosseurs, dans les limites imposées par le modèle.	- L'interprétation des résultats peut être difficile. - Épreuve relativement coûteuse. - Il faut recueillir et interpréter une grande quantité de données. - L'épreuve est longue. - Elle ne se prête pas à l'analyse d'un grand nombre d'échantillons. - Il peut être difficile d'uniformiser les lavages et la formation de canaux peut compliquer les choses.	Sturey et coll. (1982) Ritcey et Silver (1981)
8. Épreuve en parcelles ou en dépôts	1. On place du minéral ou un échantillon modifié sur une surface imperméable. 2. On recueille dans un pulsard les pluviollessivats après les précipitations. 3. On analyse cette eau pour délimiter les plages de variation des paramètres. 4. L'épreuve se poursuit généralement au moins un an.	Emploi très rare au Canada et aux États-Unis.	- Modélisation la plus réaliste des processus naturels. - Permet de modéliser les conditions naturelles déterminantes en une seule épreuve.	- Épreuve très coûteuse. - Il faut recueillir et interpréter un grand nombre de données. - Épreuve très longue. - On ne peut faire que quelques épreuves individuelles à la fois.	Eger et coll. (1981) Murray et Okuhara (1980)

Rejets d'eaux acides en carrières de roches massives

ANNEXE 2

Description sommaire des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Scott J.S., 1987)

ANNEXE 2

DÉSCRIPTION SOMMAIRE DES PROCÉDÉS D'AMÉLIORATION DES EFFLUENTS MINIERs ACIDES (Scott J.S., 1987)

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
1. Désulfuration a) Récupération biologique activée	On active l'acidification pour abaisser la teneur en sulfure des déchets et on recueille le lessivat pour en extraire les métaux.	À terme, élimination presque totale des sulfures. La vente des métaux récupérés permet de couvrir les frais.	Les conditions suivantes doivent être respectées: - surveillance étroite du lessivat car il y a danger de pollution grave; - traitement de l'effluent final; - beaucoup de travail requis pour l'entretien et l'exploitation. Il y a risque d'aggraver la pollution en favorisant l'acidification sur une plus grande superficie.
b) Enlèvement des déchets	Enlèvement des déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et transport dans un lieu moins vulnérable. Moyen efficace si la production d'effluents acides est localisée.	Disparition de la plupart des secteurs qui présentaient un problème grave.	Accroissement possible du volume d'effluent par suite du remuement des déchets. Nécessité de trouver un lieu de décharge sûr. Difficulté, parfois, de localiser les secteurs à fort potentiel d'acidification.
2. Augmentation de l'alcalinité a) Chaux/calcaire	On couvre la masse de déchets de chaux ou de calcaire, si bien que les eaux d'infiltration s'alcalinisent.	Emploi simple et peu coûteux.	Il est peu probable que l'acidification soit réellement ralentie à long terme. Il est difficile de déterminer le bon dosage de chaux et de faire en sorte que l'épandage couvre tous les secteurs à fort potentiel d'acidification.
b) Tranchées de matériaux alcalins	On place des matériaux alcalins dans des tranchées creusées dans les principales zones d'alimentation de la nappe phréatique.	Relativement peu coûteuse, cette méthode est plus efficace que le simple recouvrement de la surface des déchets, car on alcalinise ainsi les eaux d'infiltration souterraines. L'installation demande peu d'entretien.	Il n'est pas garanti qu'on obtiendra les résultats voulus. Il peut être difficile de déterminer où se trouvent les principales zones d'alimentation et d'alcaliniser suffisamment les eaux d'infiltration. Avec le temps, il faut renouveler les matériaux alcalins.
3. Réduction de l'apport d'eau a) Détournement des eaux de surface	On détourne les eaux pour les empêcher d'atteindre les déchets.	Emploi relativement simple et peu coûteux. Le volume et l'acidité des effluents devraient diminuer. Peu d'entretien requis.	Il se peut qu'on n'élimine pas complètement les effluents acides, en raison des précipitations et des émergences d'eau souterraine.
b) Façonnement et compression des déchets	On façonne et comprime les déchets de façon que les eaux de surface en soient détournées. Il faut accorder une attention particulière aux zones d'alimentation en eau.	Comme on limite l'apport d'eau et d'oxygène, les effluents sont moins pollués. L'installation demande peu d'entretien.	Coût moyen. Certains déchets, par exemple les résidus de préparation, peuvent être difficiles à travailler. Il est peu probable que l'acidification soit complètement enrayée. Au début, il se peut que les EMA soient plus abondants à cause de la production de fines particules en surface.

ANNEXE 2 (suite)

DESCRIPTION SOMMAIRE DES PROCÉDÉS D'AMÉLIORATION DES EFFLUENTS MINIERES ACIDES (suite) (Scott J.S., 1987)

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
4. Réduction de l'apport d'oxygène a) Couverture d'argile, de plastique, de ciment, d'asphalte, etc., sur les déchets.	On aménage sur la masse de déchets une couverture empêchant l'oxygène de pénétrer.	Moyen vraisemblablement efficace de limiter l'acidification. Niveau d'entretien moyen.	Cette méthode peut être coûteuse s'il faut recouvrir de grands amas de déchets. Il peut s'écouler beaucoup de temps avant que les EMA deviennent moins abondants. Il est difficile de constituer une couverture étanche à cause de l'effet de tassement différentiel, de l'érosion et de la porosité du matériau de recouvrement. Il peut être difficile de trouver une quantité suffisante de matériau de recouvrement.
b) Inondation des déchets	On élève le niveau de la nappe phréatique ou des eaux de surface afin de submerger les déchets de façon permanente.	Permet probablement de réduire substantiellement la production d'effluents acides à long terme.	Coût modéré ou élevé. Au début, les effluents devraient être très chargés en acide et en métaux parce que les déchets s'oxydent avant le traitement. Il peut être difficile d'aménager des digues et des ouvrages de dérivation permanents. Il peut être difficile ou impossible de submerger les amas élevés.
5. Élimination de bactéries a) Bactéricides	On répand des bactéricides sur les déchets; on peut employer du lauryl sulfate de sodium, du benzoate de sodium ou du sorbate de potassium.	Emploi facile; convient bien pour réduire rapidement la production d'effluents acides.	Efficacité incertaine. À noter qu'il n'y a pas eu beaucoup d'essais dans les mines de métaux à ce jour. Coût moyen. Difficulté d'atteindre les déchets situés en profondeur. Présence inquiétante possible de bactéries dans le lessivat. Plusieurs applications vraisemblablement nécessaires.
b) Phosphate minéral	On applique du phosphate minéral sur la surface des déchets et en profondeur (sous l'action du phosphate, le fer est précipité, de sorte que le cycle pyrite - fer ferreux - fer ferrique est interrompu).	Ce processus a une action d'autorégulation. Les particules de minéraux sulfurés s'enrobent et deviennent ainsi inertes. Le traitement permet de limiter rapidement l'acidification des effluents.	Coût relativement élevé. Peut rester sans effet si le phosphate minéral n'est pas bien mélangé aux déchets. Le traitement étant difficile à réaliser, il est plus indiqué comme mesure préventive que comme mesure curative.
6. Neutralisation sur place Addition de carbonates	On enlève les déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et on les mélange avec des carbonates, des composés qui neutralisent l'acide.	Traitement autorégulateur. Aucun entretien après le traitement.	Le traitement peut être coûteux. Il se peut que les résultats soient très ordinaires, car les particules de calcaire peuvent s'enrober et perdre leur efficacité. Accroissement possible du volume d'effluent acide immédiatement après le remuement des déchets.

BRGM
SERVICE MINIER NATIONAL
Département de l'Exploration
BP 6009 - 45060 ORLEANS Cedex 2 - France - Tél. : (33) 02.38.64.34.34