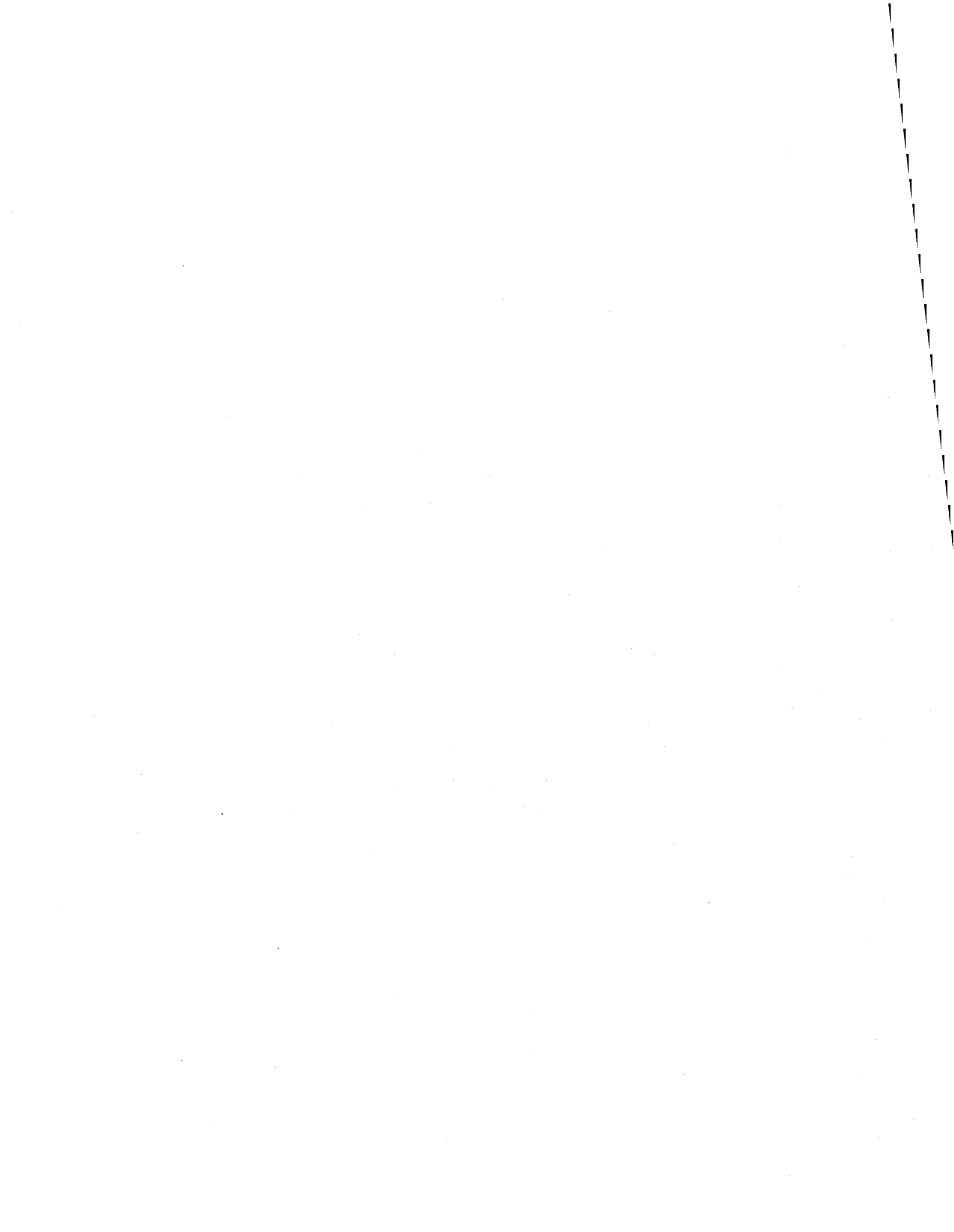


ÉVALUATION DE L'ÉLIMINATION SOUS
L'EAU COMME TECHNIQUE POUR
STABILISER LES RÉSIDUS MINIERES - CAS
DU PARC À RÉSIDUS DU PROJET MINIER
GREVET



**ÉVALUATION DE L'ÉLIMINATION SOUS L'EAU COMME TECHNIQUE
POUR STABILISER LES RÉSIDUS MINIERES
- CAS DU PARC À RÉSIDUS DU PROJET MINIER GREVET**

Rapport rédigé pour

Direction des affaires nordiques et autochtones
Ministère de l'Environnement et de la Faune

par

Peter G.C. Campbell

Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau
2800, rue Einstein, Case postale 7500, SAINTE-FOY (Québec), G1V 4C7

Projet numéro 8630-002

Rapport de recherche N° R-407

Mars 1994

Résumé

Dans le présent rapport, on présente une revue succincte des connaissances actuelles en ce qui concerne la stabilisation des résidus miniers par inondation, et on compare ce mode de confinement à ceux habituellement pratiqués dans l'industrie minière. A partir de cette discussion théorique, et d'une analyse critique de données obtenues sur des lacs ayant déjà servi à l'entreposage des résidus miniers, on dégage des critères qui permettraient d'identifier un "bon" plan d'eau pour inonder les résidus miniers, tout en distinguant entre la situation d'un lac naturel et le cas d'un lac artificiel aménagé spécifiquement pour retenir et submerger les résidus. On examine aussi la question du temps de récupération du plan d'eau, une fois les opérations minières terminées.

D'autre part, pour le cas d'un lac naturel devant recevoir des résidus miniers, on présente un modèle conceptuel de l'impact possible des résidus miniers sur le milieu aquatique et, en se servant de ce modèle, on suggère des lignes directrices pouvant guider l'élaboration d'un programme de suivi des effets environnementaux associés à l'inondation de résidus miniers.



TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	ix
1 PROBLÉMATIQUE	1
2 DESCRIPTION LIMNOLOGIQUE DES LACS MANDY ET ANDERSON	9
3 CHOIX DES CRITÈRES D'UN "BON PLAN D'EAU" POUR INONDER LES RÉSIDUS MINIERS	15
4 ANALYSE DES DOCUMENTS FOURNIS PAR LE PROMOTEUR	19
5 APPROCHES POSSIBLES POUR ÉVALUER LES IMPACTS BIOLOGIQUES ASSOCIÉS À L'INONDATION DE RÉSIDUS	23
6 BIBLIOGRAPHIE	31
ANNEXE I : COMMENTAIRES SUR LES DOCUMENTS FOURNIS PAR LE PROMOTEUR	33

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Comparaison de lacs Mandy et Anderson.	10
Tableau 5.1 : Approche possible à l'évaluation de l'impact biologique des résidus miniers submergés (adapté de Campbell et Roy, 1993).	24
Tableau 5.2 : Éléments à considérer dans l'élaboration d'un programme de suivi des effets environnementaux associés à la disposition de résidus miniers sous l'eau.	29

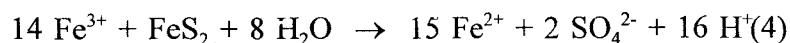
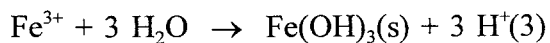
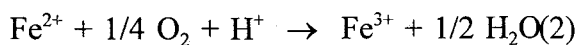
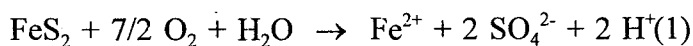
LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Schéma général de certaines espèces importantes présentes dans les eaux interstitielles d'un sédiment aquatique typique (avec réduction de sulfates).	4
--	---

1 PROBLÉMATIQUE

Dans le cadre du projet de mise en exploitation du gisement Grevet, situé à environ 40 km au nord-est de Lebel-sur-Quévillon, la firme Roche Ltée - Groupe-conseil a retenu l'inondation des résidus comme principe de base pour l'aménagement du parc à résidus miniers. Dans cette première section du rapport, on trouvera une revue succincte des connaissances actuelles en ce qui concerne la stabilisation des résidus miniers par inondation, ainsi qu'une comparaison sommaire de ce mode de confinement par rapport aux modes de confinement habituellement rencontrés.

Les résidus miniers "réactifs" contiennent des sulfures métalliques en quantités appréciables, notamment les sulfures de fer (pyrite, FeS_2 ; pyrrhotite, $\text{Fe}_{n-1}\text{S}_n$) ainsi que ceux de cuivre, de zinc et de plomb. Comme classe de composés chimiques, les sulfures métalliques sont invariablement très insolubles - en effet, ils sont souvent responsables de l'immobilisation des métaux dans les conditions réductrices trouvées dans les strates inférieures des sédiments aquatiques (voir ci-dessous). D'autre part, dans un milieu humide, en présence d'oxygène et sous l'influence de microorganismes catalyseurs, les sulfures sont thermodynamiquement instables et ils ont tendance à s'oxyder.



L'ensemble de ces réactions donnent lieu à une génération d'acide sulfurique, à un abaissement du pH, et à une solubilisation des métaux anciennement associés aux résidus solides. En effet, les produits de cette oxydation sont des oxyhydroxydes amorphes, des sulfates, dont la solubilité dépasse de beaucoup celle des sulfures originaux. En termes géochimiques, on parlerait d'une "altération accélérée", alors qu'en termes écotoxicologiques on assiste à une contamination importante du milieu terrestre en métaux toxiques (ex. : Cd, Cu, Pb, Zn) ainsi qu'en acide.

Selon l'approche "traditionnelle" à l'élimination des résidus miniers, ces derniers étaient entreposés sur terre ferme et ensuite on essayait de contrôler leur oxydation. Dans ces conditions, c'est normalement le *transport de l'oxygène* qui contrôle la vitesse d'oxydation des sulfures - en d'autres termes, c'est la physique du phénomène s'avère plus importante que la chimie, la microbiologie, ou encore l'électrochimie. Pratiquement, contrôler l'oxydation implique (i) de garder les résidus à l'état sec (ex. : à l'aide d'une barrière imperméable à l'eau); (ii) d'inhiber l'action des microorganismes impliqués dans l'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} (*Thiobacillus ferrooxidans*) et dans l'oxydation de la pyrite (*Thiobacillus thiooxidans*); ou (iii) de minimiser les apports en oxygène. Ces approches n'ont connu qu'un succès mitigé - il faut normalement les jumeler à des techniques de contrôle en périphérie de la zone d'entreposage des résidus (ex. : collecte des eaux de drainage + rétention dans un étang de polissage + neutralisation au chaux). Il s'agit là de mesures peu avantageuses sur le plan environnemental, dans le sens qu'elles nécessitent une surveillance en continu, *longtemps après la cessation des opérations minières proprement dites*. Il serait évidemment souhaitable de trouver une façon de stabiliser les résidus miniers en permanence, qui n'impliquerait qu'un entretien minimal et qui permettrait aux entreprises minières de "fermer" leurs anciens sites miniers avec un minimum de risque pour l'environnement.

Par ailleurs, il existe au Canada des exemples de l'élimination de résidus miniers réactifs sous l'eau, soit par suite à un glissement de terrain (cas du lac Quirk en Ontario), soit

délibérément (cas des lacs Mandy et Anderson au Manitoba). L'élimination sous l'eau offre en théorie plusieurs avantages par rapport à l'entreposage sur terre ferme :

- température moyenne plus faible;
- apports en oxygène plus faibles¹;
- diffusion lente des produits de l'oxydation des sulfures;
- mouvement lent de l'eau interstitielle dans les résidus submergés;
- formation d'une couche d'oxyhydroxydes de Fe à la surface des résidus submergés, qui servirait comme "piège" pour les métaux arrivant par diffusion d'une strate inférieure.

Cette liste d'avantages théoriques ou potentielles de l'élimination sous l'eau découle de nos connaissances actuelles des processus qui contrôlent les concentrations et le mouvement des métaux en milieu lacustre dans les sédiments contaminés. Dans de telles conditions, les concentrations de métaux dans les eaux interstitielles sont fortement influencés par les réactions diagénétiques, en particulier par la biodégradation de la matière organique, par la consommation d'oxygène par les microorganismes responsables de cette dégradation, et par la réduction subséquente des sulfates en sulfures. Tel qu'indiqué dans la figure 1.1, la concentration en oxygène dans les eaux interstitielles d'un sédiment typique diminue très rapidement à mesure que l'on passe de la surface du sédiment vers les strates inférieures. Suite à la disparition de l'oxygène, on assiste généralement à une réduction du fer (donnant lieu à une augmentation de la concentration en fer réduit, Fe^{2+} , en solution) et ensuite à une réduction des sulfates. *Dans de telles conditions, les métaux toxiques auront tendance à se précipiter sous forme de sulfures métalliques, limitant ainsi leur mobilité.* De plus, le fer réduit, présent à concentration élevée juste en-dessous de la surface du sédiment (figure 1.1), diffuse vers le haut; en rencontrant des conditions oxydantes près de la surface,

¹ La concentration de l'oxygène dans l'eau est plutôt faible (ex. : 9.1 mg O_2 /L à 20 °C), et la constante de diffusion de l'oxygène dans l'eau est nettement inférieure à celle pour la diffusion dans l'air ($D_{O_2} - \text{eau} = 2 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$; $D_{O_2} - \text{air} = 0.178 \text{ cm}^2/\text{s}$). Il faudrait nuancer cette argumentation un peu, dans le sens que même en milieu terrestre la surface du sulfure à oxyder sera mouillée. Cependant, la distance que devra franchir l'oxygène sera nettement moindre dans ce cas que dans le cas d'un résidu submergé.

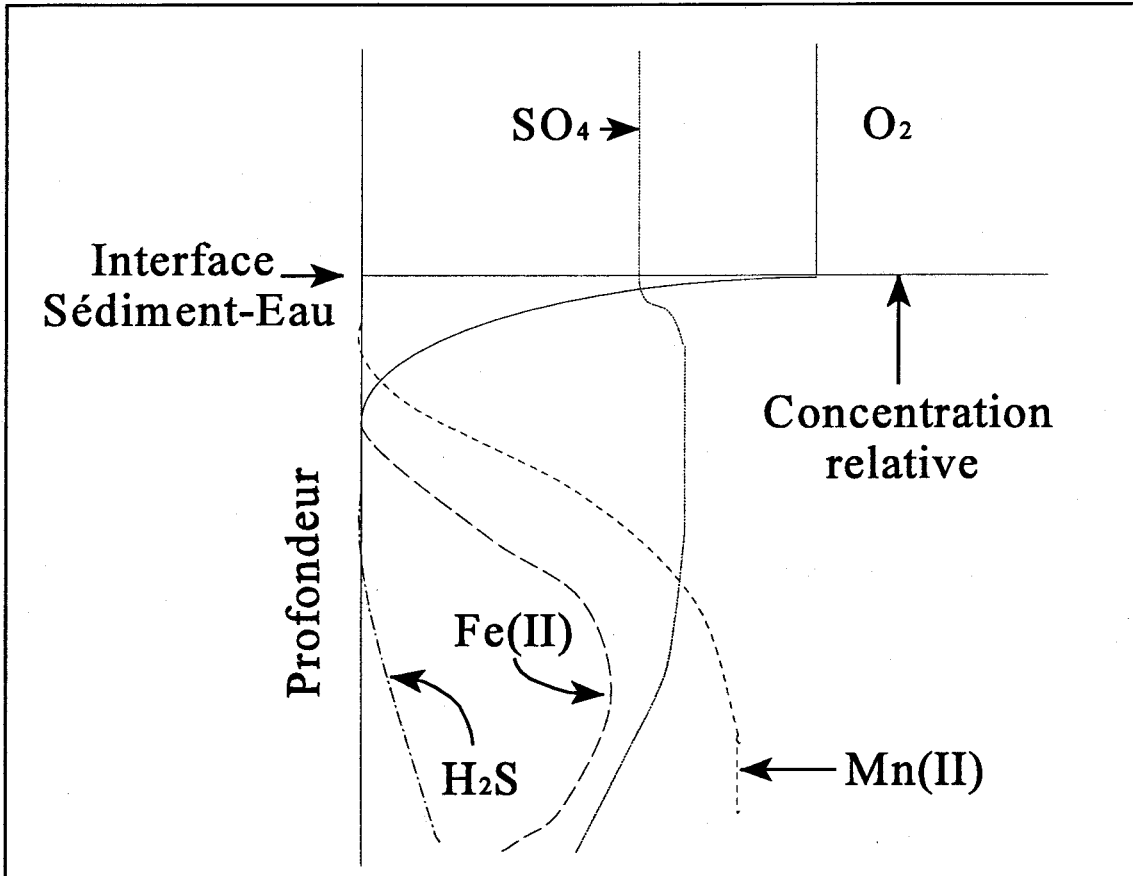


Figure 1: Schéma général de certaines espèces importantes présentes dans les eaux interstitielles d'un sédiment aquatique typique (avec réduction de sulfates). L'échelle de profondeur a été élargie pour faciliter la représentation des processus diagenétiques susceptibles d'influencer la mobilité des métaux; dans un sédiment réel, l'échelle de profondeur aura tendance à s'élargir ou à se comprimer selon les propriétés du sédiment (ex.: perméabilité; teneur en matière organique; teneur en sulfate; intensité de l'activité microbologique). Adapté de Berner (1980).

le Fe^{2+} se reprécipite, formant une couche d'oxyhydroxydes de Fe(III). *La présence de ces oxyhydroxydes, reconnus comme d'excellentes pièges à métaux traces, constitue une barrière à la diffusion d'autres métaux à travers l'interface sédiments-eau vers les eaux sus-jacentes.* On peut constater que la présence ou l'absence d'oxygène joue un rôle critique dans le contrôle des concentrations et du mouvement des métaux - l'absence d'oxygène dans les strates inférieures favorisent l'immobilisation des métaux sous forme de sulfures, alors que la présence d'oxygène à la surface des sédiments mène à la formation d'oxyhydroxydes de Fe(III), qui aident à contrôler les concentrations d'autres métaux cationiques par des réactions d'adsorption.

Les avantages théoriques de l'élimination sous l'eau, telles que présentés ci-dessus, semblent se confirmer sur le terrain. En effet, des études géochimiques ont été réalisées sous l'auspice du programme NEDEM², sur des lacs où des résidus miniers avaient été placés sous l'eau (les lacs Buttle et Benson en Colombie Britannique; les lacs Mandy et Anderson au Manitoba). L'analyse de carottes de "sédiments", récupérées à partir de zones recouvertes de résidus miniers submergés, a confirmé que l'altération géochimique des résidus submergés ne se produisait que très lentement. De même, les concentrations de métaux (Cd,Cu,Pb,Zn) dans les eaux interstitielles étaient généralement plus faibles que celles retrouvées dans les eaux sus-jacentes, indiquant que le mouvement des métaux se produisait non pas vers la colonne d'eau, mais plutôt de la colonne d'eau vers les sédiments. Pour tous les lacs étudiés, on a conclu que la contribution des résidus miniers submergés au bilan massique des métaux dissous dans l'eau du lac était négligeable.

L'évidence du ralentissement de l'altération géochimique des résidus miniers submergés semble convaincante. D'autre part, la suggestion que les résidus miniers submergés soient

² NEDEM = programme "Neutralisation des eaux de drainage en environnement minier", du ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources du Canada.

également biologiquement inoffensifs est beaucoup moins étayée³. En principe, les résidus miniers submergés pourraient exercer un effet biologique de deux façons : physiquement, en changeant la nature des dépôts lacustres superficiels et en les rendant peu propices pour les organismes benthiques; et chimiquement, en agissant comme source de métaux toxiques. Dans ce dernier cas, il convient de considérer séparément l'impact des *métaux dissous* et celui des *métaux particulaires*. Dans les lacs étudiés dans le cadre du programme NEDEM, les eaux interstitielles des sédiments ne montraient aucune indice d'acidification et ne renfermaient que de concentrations relativement faibles en métaux traces. Cette observation augure bien dans le sens qu'elle suggère une exposition limitée (acceptable?) des organismes de fond à des métaux toxiques dissous. Par ailleurs, faute d'informations adéquates, on ne peut conclure ainsi pour le cas de l'exposition à des métaux particulaires - *il serait important de comparer les communautés benthiques dans des lacs ayant reçu des résidus miniers avec celles de lacs témoins avoisinants* (voir section 5).

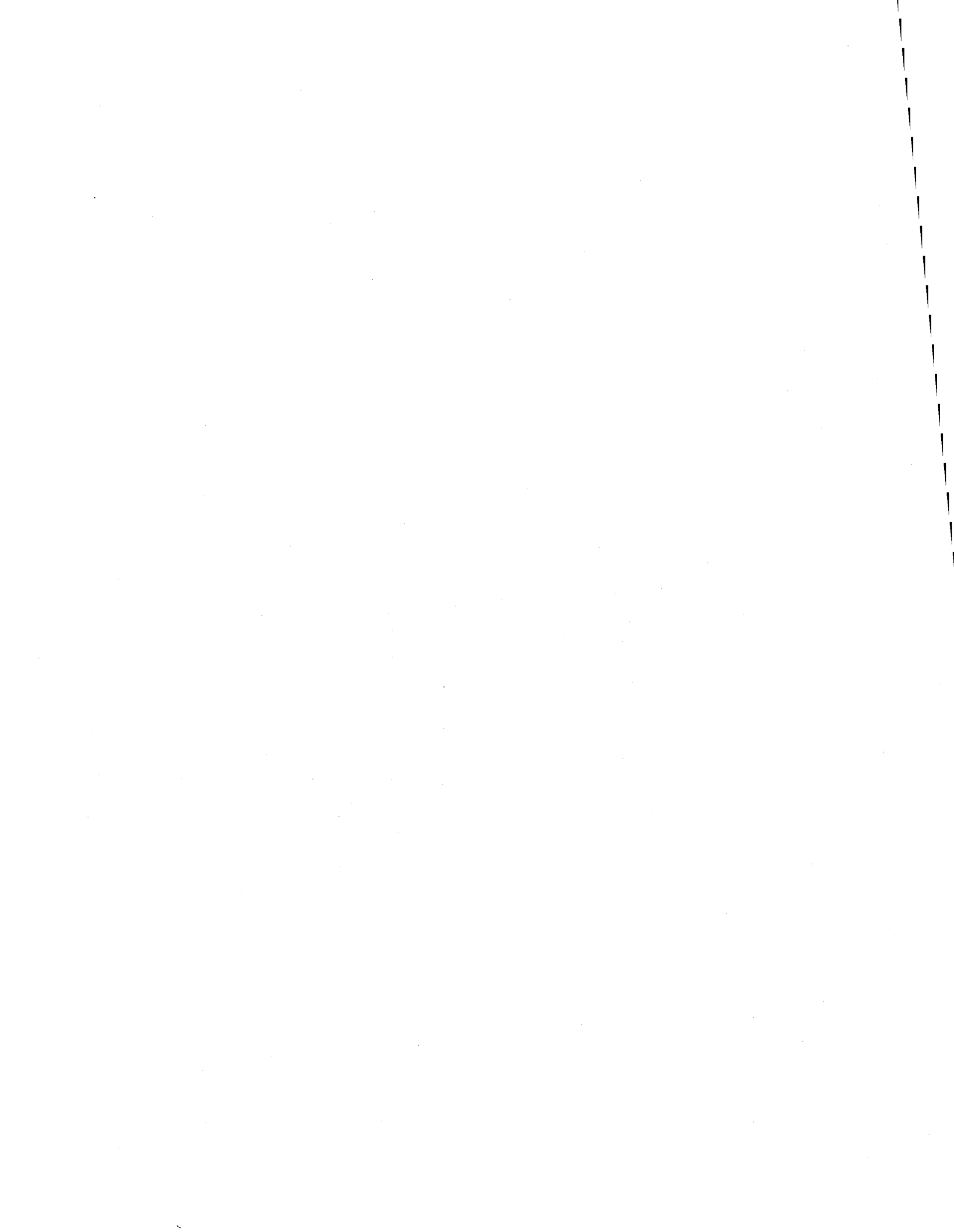
Dans ce qui précédait, nous avons mis l'accent sur les résidus miniers au fond d'un plan d'eau, c'est-à-dire une fois déposés. Il ne faut pas perdre de vue que l'acte même de disposer des résidus sous l'eau créera des impacts biologiques locaux importants (turbidité; enfouissement des sédiments naturels)⁴. De plus, les résidus miniers sont souvent mélangés avec les eaux résiduaires provenant de l'usine où s'effectue la séparation du minerai; ces eaux contiendront normalement des réactifs utilisés dans le procédé (ex. : agents de flottation; surfactants; ...) ainsi que des thiosels provenant de l'oxydation partielle des sulfures. En d'autres termes, pendant la période d'opérations minières, le plan d'eau recevant les résidus miniers ressemblera sans doute plus à un étang de traitement qu'à un lac. **Les argumentations développées dans cette section s'appliquent donc davantage à la période suivant la cessation des opérations minières.**

³ Un comité chargé d'évaluer le programme "Élimination sous l'eau" a conclu que cet aspect avait été plutôt négligé dans la première phase des activités NEDEM (Rawson Academy, 1992).

⁴ Il y a une certaine analogie ici avec le dragage de sédiments contaminés et leur dispersion sans confinement à l'eau libre.

RÉCAPITULATION

1. L'acte de disposer des résidus miniers dans un plan d'eau engendrera elle-même des impacts environnementaux locaux.
2. Considérant les résidus sous l'eau, sédimentés la disposition sous l'eau devrait ralentir de beaucoup l'oxydation des sulfures. C'est effectivement ce qui a été observé dans tous les cas étudiés en détail et documentés. Il s'agit d'un moyen efficace pour stabiliser chimiquement les résidus miniers sulfureux potentiellement réactifs.
3. Des données sur la disponibilité biologique à long terme des métaux associés à des résidus miniers submergés sont à-peu-près inexistantes. Le lac Buttle en Colombie Britannique constitue le seul cas où il existe de données biologiques complètes, pour la période d'élimination active ainsi que pour la période suivant la fin des opérations. Cependant, il s'agit d'un lac très différent (profondeur; grandeur; régime thermique; état trophique) de la plupart de lacs ou de plans d'eau qui seraient normalement considérés comme milieux récepteurs possibles.



2 DESCRIPTION LIMNOLOGIQUE DES LACS MANDY ET ANDERSON

Parmi les lacs étudiés dans le cadre du programme NEDEM, ce sont les lacs Mandy et Anderson qui ressemblent le plus au lac Mirbeau ou encore au réservoir artificiel qui pourrait être envisagé pour le site n° 3. Les deux plans d'eau sont situés sur le Bouclier canadien, dans des cuvettes peu profondes et de petites dimensions, mais sur le plan limnologique ils diffèrent des lacs oligotrophes "typiques" du Bouclier - chaque lac montre des signes d'eutrophisation, leurs eaux profondes étant déficientes en oxygène pendant l'été. De telles déficiences ne peuvent que favoriser la stabilité des résidus miniers sulfureux⁵.

Par ailleurs, de grandes différences physico-chimiques existent entre les deux lacs, notamment en ce qui concerne la conductivité de l'eau (une mesure du contenu d'une eau en sels dissous, de sa salinité) et les teneurs en sulfates, en chlorures ainsi qu'en métaux dissous (Cu, Zn) (tableau 2.1). Dans tous les cas, ces paramètres sont plus élevés dans le lac Anderson, un site d'élimination active depuis déjà 15 ans, que dans le lac Mandy, où les résidus miniers demeurent sous l'eau depuis la fermeture de la mine en 1944.

⁵ Cette stratification chimique des lacs semble se développer malgré leur faible profondeur et malgré l'absence d'une stratification thermique. Cette situation laisse supposer une demande importante en oxygène dans les eaux de fond, et un faible brassage par le vent (exposition limitée aux vents dominants?).

Tableau 2.1: Comparaison des lacs Mandy et Anderson.

<u>Caractéristiques limnologiques</u>	<u>Lac Mandy</u>	<u>Lac Anderson</u>	<u>Lac Mirbeau</u>
Dimensions	1070 m x 220 m		
Superficie	2.39 x 10 ⁵ m ²	2.4 x 10 ⁶ m ²	
Volume	8.53 x 10 ⁵ m ³	5.8 x 10 ⁶ m ³	
Profondeur moyenne	3.6 m	2.1 m	
Profondeur maximum	5.5 m	6.7 m	
Temps de renouvellement	~ 100 j	> 1 an	
État trophique	mésotrophe	méso-eutrophe	
<u>Données minières</u>			
Métaux extraits	Cu, Ag, Au	Cu, Zn, Pb	
Pourcentage de soufre	15-17 %	20-25 %	
Années d'opération	1943-44	1979 - présent	
Quantité des résidus	73 x 10 ⁶ t	0.75 x 10 ⁶ t /an	0.31 x 10 ⁶ t /an (total 11 x 10 ⁶ t; 7.1 x 10 ⁶ m ³)
<u>Qualité de l'eau</u>			
Oxygène dissous	eaux profondes anoxyques en été	eaux profondes anoxyques en été	
pH	~ 7.1-7.5	~ 5.8-7.7	
conductivité (µmhos/cm)	174-191	1600	
[SO ₄] (mg/L)			
[Cu] (µg/L)	16-17	~ 840	
[Zn] (µg/L)	~ 5 ~50	17-44 19-440	

Prenant le lac Anderson comme exemple des conditions susceptibles de prévaloir dans le lac Mirbeau⁶ pendant la phase active d'opérations minières, il est évident que pendant cette période le plan d'eau récepteur ressemblerait davantage à un étang de traitement qu'à un lac naturel. En supposant que cette situation est jugée acceptable, considérons alors la période qui suivra la fermeture de la mine - le lac Mandy, situé près de Flin Flon au Manitoba, nous servira comme exemple pour cette période.

Les résidus miniers ont été rejetés dans le lac Mandy sur une courte période (73×10^6 tonnes métriques en moins de 24 mois), à partir d'un seul point de rejet situé sur la rive. Par conséquent, la distribution des résidus au fond du lac n'est pas uniforme - ils sont concentrés près de la rive, recouverts d'une colonne d'eau de 0.3 à 1.0 m, alors qu'ailleurs dans le lac la profondeur peut atteindre 5.5 m (profondeur moyenne 3.6 m). Hamilton et Fraser (1978) ont visité le site en 1975 et 1976, c'est à dire quelques 32 ans après la submersion initiale des résidus. Ils rapportent la présence d'herbiers, qui s'étaient développés sur les résidus (*Carex* sp.; *Podostemum ceratophyllum* Michx.; *Eleocharis* sp.), et notent la présence d'un dépôt organique sur 90-95% des résidus, cette couche de matière organique en décomposition pouvant atteindre ~ 2.5 cm d'épaisseur. La communauté de plantes établie sur les résidus miniers différait de celle existant ailleurs dans le lac (*Typha latifolia* L; *Nuphar variegatum* Engelm.; *Polygonum amphibium*; *Scirpus* spp.; *Potamogeton* spp.). Par contre, selon Hamilton et Fraser (1978), les animaux benthiques se présentaient "aussi bien dans la partie du lac directement affectée par les résidus miniers que dans les autres secteurs; aucune différence entre les deux habitats n'a été notée (sur la base de présence/absence d'espèces)".⁷

⁶ Les conditions dans le lac Anderson sont également représentatives de celles qui existeraient dans un lac artificiel aménagé pour entreposer les résidus miniers sous l'eau.

⁷ La phrase se lit ainsi : "Animal species occurred universally through non-affected and tailings-affected areas and no distinction was determined between the two in terms of occurring species". Les données pour appuyer cette conclusion ne figurent malheureusement pas dans l'article.

L'équipe de Rescan est retournée au lac Mandy treize ans plus tard (août 1989 et juin 1990), dans le cadre du programme NEDEM (Rescan 1990a; 1990b). Outre les études géochimiques, dont il a été question dans la section n° 1, l'équipe a également réalisé un relevé des ressources biologiques du lac. D'après l'abondance du phytoplancton et la structure de la communauté (dominée par les diatomées), le lac Mandy se classerait comme lac mésotrophe, avec tendance vers l'eutrophie; deux lacs de comparaison, situés aux alentours, se classaient comme oligotrophes. Quant à la communauté de plantes aquatiques établies sur les résidus miniers, elle s'est diversifiée pendant la période 1975-1989 et elle s'avère maintenant comparable à celle trouvée ailleurs dans le lac. Selon les données préliminaires obtenues sur une espèce de potamot trouvée à la fois sur les résidus miniers et dans un herbier éloigné des résidus, les concentrations en Cd, Cu et Zn dans les parties vertes de la plante sont élevées chez les plantes récoltées sur les résidus miniers. En ce qui concerne la faune aquatique, la communauté benthique dans le lac Mandy est dominée par les oligochètes et les larves de diptères, dont les densités sont plutôt faibles. L'échantillonnage des poissons indiquait la présence d'une communauté en bonne santé comportant quatre espèces importantes (*Essox lucius*; *Coregonus clupeaformis*; *Catastomus commersoni*; *Perca flavescens*; *Notropis hudsonius*).

Dans sa synthèse de ces travaux, Robertson (1991) conclut que les communautés biotiques du lac Mandy sont "abondantes et diverses", que les invertébrés benthiques y sont bien établis (sans distinction entre la partie du lac recouvert de résidus et la partie sans résidus) et que les poissons indigènes sont en bonne santé (avec des concentrations tissulaires en métaux comparables à celles trouvées chez les poissons de lacs non perturbés au Manitoba). D'autre part, le comité d'experts réuni par l'Académie Rawson était plus circonspect dans son évaluation de ces travaux (Rawson Academy, 1992). Tout en reconnaissant que "l'élimination des résidus miniers sous l'eau les place dans un environnement de réactivité substantiellement réduite", le comité notait que "la nature et l'étendue de la réponse

biologique en milieu aquatique demeurent obscures".⁸ Comme points faibles des travaux biologiques réalisés sur le lac Mandy, mentionnons (i) l'absence d'informations sur la variation saisonnière ou interannuelle des données biologiques (une seule campagne a été réalisée sous les auspices de NEDEM); (ii) l'impossibilité de tester les conclusions statistiquement (l'échantillonnage ayant été essentiellement qualitatif, les résultats ne se prêtent pas à une analyse statistique rigoureuse); (iii) l'absence d'information concernant le transfert trophique des métaux à partir des résidus miniers; (iv) l'absence de paramètres écotoxicologiques reliés à la santé des populations présentes dans différents secteurs du lac.

Malgré ces failles, cependant, il demeure néanmoins évident que le lac Mandy a réussi à se réhabiliter naturellement et il est tout à fait probable que le lac continuera à progresser dans ce sens. Il s'agit là d'une constatation prometteuse.

⁸ Le texte original se lit ainsi : "While it is appropriate to suggest that geochemical evidence supports the view that subaqueous disposal of tailings results in a substantially less reactive environment than terrestrial disposal, the nature and extent of biological response in the aquatic environment is (at best) unclear".



3 CHOIX DES CRITÈRES D'UN "BON PLAN D'EAU" POUR INONDER LES RÉSIDUS MINIERS

À partir de la discussion théorique (section n° 1), et de notre considération des données obtenues sur les lacs ayant déjà servi à l'entreposage des résidus miniers (section n° 2), essayons de choisir des critères qui permettront d'identifier un "bon plan d'eau" pour inonder les résidus miniers. Il conviendra dans ce qui suit de distinguer entre la situation d'un lac naturel (ex. : le lac Mirbeau) et le cas d'un lac artificiel aménagé spécifiquement pour retenir et submerger les résidus (ex. : le site n° 3).

Cas d'un lac naturel :

- (1) Profondeur adéquate (pour empêcher que la turbulence induite par les vents ne vienne resuspendre les résidus miniers dans la colonne d'eau, favorisant ainsi leur oxydation). La profondeur minimale serait fonction de l'exposition du lac aux vents estivaux prédominants, c'est à dire du "fetch", et des caractéristiques granulométriques des résidus miniers - des particules petites nécessiteraient une colonne d'eau protectrice plus épaisse.
- (2) Stratification thermique saisonnière, avec les eaux profondes (l'hypolimnion) déficientes en oxygène (pour minimiser les apports en oxygène dissous).
- (3) Taux naturel de sédimentation élevé (pour favoriser l'accumulation de sédiments naturels au fond du lac, accélérant le recouvrement des résidus miniers par une couche protectrice). Le taux naturel de sédimentation, qui reflète entre autres l'intensité de l'érosion physique dans le bassin versant et le taux de production primaire autochtone, variera d'une région à l'autre. A titre d'exemple, dans une

étude de huit lacs du Témiscamingue, Carignan (1989) a déterminé des taux de sédimentation variant de 0.5 à 3.3 mm/an (5.6 à 24 mg/cm²-an). Dans le présent contexte, un taux de sédimentation "élevé" correspondrait donc à une valeur \geq ces valeurs régionales maximums.

- (4) Taux de renouvellement de l'eau faible (ex.: \geq un an), pour minimiser l'exportation de métaux vers l'aval, sous forme dissoute ou particulaire. Ce critère implique que le rapport {superficie du bassin versant : superficie du lac} soit faible (ex. : cas d'un lac de tête).
- (5) Fond du lac relativement imperméable (pour minimiser le mouvement d'eau souterraine à travers les résidus miniers entreposés au fond du lac). En minimisant la contribution des eaux souterraines au bilan hydrique du lac, on réduit les apports en oxygène tout en limitant la possibilité de contaminer la nappe en aval du lac).
- (6) Zone de dépôt éloignée de la sortie du lac; zone de dépôt confinée (pour maximiser la profondeur du dépôt et minimiser ainsi la superficie exposée à la colonne d'eau).
- (7) Ressources biologiques indigènes peu importantes (ex. : pas d'habitats uniques; populations aquatiques semblables repérées dans des lacs avoisinants).

Cas d'un lac artificiel :

Le cas d'un lac artificiel ou d'un réservoir, aménagé spécifiquement pour entreposer les résidus miniers sous l'eau, ressemble beaucoup au cas précédent. A première vue, les critères (2) à (6) identifiés ci-dessus pour un lac naturel s'appliqueraient intégralement dans le cas d'un lac artificiel - seuls les critères (1) et (7) méritent une attention spéciale.

- (1) Profondeur adéquate. Pendant la période d'opérations actives, ce critère ne sera pas différent de celui préconisé pour un lac naturel. Après la fermeture de la mine,

cependant, la présence d'une profondeur d'eau importante laisse supposer la présence de digues ou de barrages d'hauteur appréciable, ce qui pourrait se traduire par un risque inacceptable de défaillance des structures artificiels retenant les résidus. En effet, dans ces circonstances, il serait peut-être préférable d'envisager la conversion du lac artificiel en marécage (présence de plantes aquatiques émergentes; maintien des résidus dans des conditions réductrices), ce qui impliquerait le maintien d'une colonne d'eau inférieure à 0.5 mètre et réduirait ainsi le risque de défaillance catastrophique.

- (7) Ressources biologiques indigènes peu importantes (ex. : pas d'habitats uniques; populations terrestres semblables repérées aux alentours). Dans ce cas, il s'agit évidemment de ressources biologiques *terrestres*, non pas aquatiques.

4 ANALYSE DES DOCUMENTS

FOURNIS PAR LE PROMOTEUR

L'examen des trois documents complémentaires transmis au ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Roche, 1993a; 1993b; 1993c) avait pour but de vérifier la problématique du projet d'élimination des résidus miniers sous l'eau, telle que présentée par le promoteur, et, le cas échéant, d'identifier les données additionnelles nécessaires pour statuer sur le choix du lac Mirbeau comme site approprié pour l'inondation permanente des résidus.

L'analyse des documents soumis confirme les connaissances du promoteur en ce qui concerne la stabilisation de résidus miniers réactifs par immersion. La présentation de la problématique du projet reflète fidèlement l'état d'avancement des travaux dans ce domaine. À quelques occasions j'ai relevé des aspects géochimiques "à discuter" (voir tableau récapitulatif dans l'Annexe 1), mais ceux-ci ne sont pas de nature à compromettre le projet. En effet, un seul point important mérite d'être discuté ici, à savoir l'estimé du temps de récupération du plan d'eau, après la fermeture de la mine (qui me semble trop optimiste).

Pour illustrer ce point, citons quelques passages dans les documents soumis :

- "Les principaux impacts négatifs de la submersion sont observés lorsque les parcs sont actifs. ... Toutefois, la génération d'acide est inhibée et dès que les activités de déposition des résidus sont terminées, ces plans d'eau retrouvent rapidement leur qualité initiale" - (Roche, 1993a : p. 4).
- "Nous croyons que l'on peut s'attendre à un retour de la qualité de l'eau aux valeurs initiales 1 à 2 ans après l'arrêt des rejets avec une amélioration sensible de la qualité de l'eau dans les premier mois qui vont suivre l'arrêt" - (Roche, 1993c : p. 4).

- "Toutefois, à la fin des opérations, le parc inondé formera un étang favorable à l'implantation naturelle de plantes telles que les quenouilles et les carex, créant ainsi un milieu propice pour la sauvagine et rendant très simple la restauration" - (Roche, 1993a : p. 8).

Comme le promoteur le dit lui-même (Roche, 1993c : p. 1), il n'est pas facile de préciser avec les données scientifiques le temps de réhabilitation naturelle d'un plan d'eau qui renferme des résidus miniers submergés. Des données sur la période suivant l'arrêt des activités de rejet sont disponibles pour trois lacs (les lacs Buttle, Benson et Mandy), mais compte tenu de leurs caractéristiques limnologiques respectifs, seul le lac Mandy est vraiment utile dans le cas présent.⁹

Pour le lac Mandy, on dispose de données partielles obtenues en 1975-76 (Hamilton et Fraser, 1978), et de données récentes plus complètes (Rescan 1990a; 1990b), *mais aucune donnée n'est disponible pour la période clé 1944 - 1976*. Trente deux ans après l'arrêt des activités minières, Hamilton et Fraser (1978) ont noté que des plantes aquatiques supérieures s'étaient développées sur les résidus miniers submergés, mais que la composition de cet herbier différait de celle des herbiers présents ailleurs dans le lac. Douze ans plus tard, l'équipe de Rescan a confirmé la présence d'herbiers sur les résidus submergés et constaté que ceux-ci ressemblaient maintenant aux herbiers qui s'étaient développés ailleurs dans des zones peu profondes du lac. D'après ces observations, la végétation dans le lac Mandy a subi une évolution notable entre la campagne de mesures effectuée en 1975-76 et celle réalisée par Rescan en 1989-90. On doit conclure qu'en 1975-76, plus de trente ans après l'arrêt des activités minières, le lac Mandy n'avait pas encore "retrouvé sa qualité initiale".

⁹ Les lacs Buttle et Benson sont beaucoup plus profonds que le lac Mirbeau ou le réservoir artificiel envisagé au site n° 3, et ils renferment de très grands volumes d'eau. Le rapport {volume des résidus : volume du lac} est beaucoup moins important dans ces cas que dans ceux qui nous préoccupent. Intuitivement, on s'attendrait à ce que l'impact à moyen et à long terme des résidus miniers submergés persiste plus longtemps dans le cas de petits plans d'eau.

Ces observations sur le lac Mandy soulignent un point important. En considérant l'évolution d'un plan d'eau renfermant des résidus miniers, on devrait distinguer entre les changements de la *qualité physico-chimique de l'eau* et le rétablissement de *la faune et la flore aquatiques* : avec la cessation des activités de déposition, la qualité physico-chimique de l'eau répondra beaucoup plus rapidement que la qualité "biologique" du milieu. Dès la fin des opérations, les concentrations en métaux dissous devraient diminuer rapidement (< 24 mois), grâce aux réactions de précipitation et d'adsorption, à condition (i) que les résidus miniers ne soient pas resuspendus dans la colonne d'eau et qu'ils demeurent au fond, et (ii) que l'oxydation des thiosels (présents dans l'effluent minier) ne contribue pas de manière significative à l'acidification du plan d'eau. Par contre, la réhabilitation biologique du plan d'eau dépendra non seulement de la qualité de l'eau, mais également de plusieurs autres facteurs (ex. : qualité des sédiments du fond; présence d'éléments nutritifs inorganiques; présence de matière organique; disponibilité d'espèces colonisatrices; vitesse de sédimentation naturelle) - même dans les cas le plus favorables, cette réhabilitation exigera beaucoup plus de temps que la simple restauration de la qualité physico-chimiques des eaux superficielles (*cf.* cas du lac Mandy).

5 APPROCHES POSSIBLES POUR ÉVALUER LES IMPACTS BIOLOGIQUES ASSOCIÉS À L'INONDATION DE RÉSIDUS

Les résidus miniers submergés, et leur contenu en métaux, pourraient théoriquement influencer la vie aquatique de deux manières : indirectement (c.-à-d., par le lessivage des métaux vers l'eau ambiante, suivi par leur assimilation à partir de la phase aqueuse), ou directement (c.-à-d., par ingestion de particules contaminées, suivie par l'assimilation des métaux à partir du tractus intestinal). Les deux routes d'exposition doivent être considérées (tableau 5.1). Les métaux à considérer sont ceux qui sont normalement présents dans les résidus miniers réactifs et qui sont reconnus comme potentiellement toxiques à faibles concentrations vis-à-vis de la vie aquatique (ex. : Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) ou des prédateurs terrestres (ex. : Cd, Hg).

Dans la section qui suit, nous développerons un modèle conceptuel de l'impact possible des résidus miniers sur le milieu aquatique (adapté de Campbell et Roy, 1993).

Considérations géochimiques

- Pour évaluer l'exposition indirecte, on doit connaître les concentrations de métaux dans les eaux interstitielles du dépôt ($[M]_i$). Ces concentrations reflètent le potentiel chimique du métal à l'interface sédiment-eaux, lequel traduit sa biodisponibilité.

Tableau 5.1: Approche possible à l'évaluation de l'impact biologique des résidus miniers submergés (adapté de Campbell et Roy, 1993).

1. <u>Ne pas</u> tenir compte des processus impliqués lors de l'élimination des résidus.	C'est-à-dire, ne considérer les résidus qu'une fois déposés au fonds du plan d'eau.
2. Mettre l'accent sur les strates <u>superficielles</u> .	C'est la zone de contact effectif entre le biota aquatique et les résidus submergés (Davis et Luoma 1983; NRCC 1988).
3. Pour le cas d'exposition à partir de la <u>phase dissoute</u> , considérer les contrôles possibles des concentrations de métaux dans les eaux interstitielles, $[M]_i$.	Deux contrôles géochimiques possibles: (i) contrôle par <i>sorption</i> sur les oxyhydroxydes de Fe et de Mn, ou sur la matière organique particulaire; (ii) contrôle par <i>précipitation</i> sous forme de sulfures amorphes.
4. En adoptant le modèle de contrôle géochimique qui s'avère le plus approprié pour les résidus miniers submergés, estimer $[M]_i$.	Dans les sédiments réels, la frontière entre conditions oxyques et anoxyques est souvent irrégulière; la plupart des organismes benthiques survivent dans des sédiments oxyques qui sont en contact intime avec une couche inférieure de sédiments anoxyques.
5. Considérer la <u>biodisponibilité</u> de ces métaux dissous (dans les eaux interstitielles; dans l'eau susjacent, en assumant un transport vertical) à l'aide du Modèle de l'Ion Libre (MIL).	Le MIL devrait s'appliquer aux organismes qui n'assimilent pas de matière particulaire (ex.: des plantes aquatiques à racines), et à ceux qui peuvent assimiler la matière particulaire mais pour lesquels l'eau demeure le vecteur principal de prise en charge des métaux (ex.: mollusques).
6. Ayant traité des métaux dissous (contrôles géochimiques; biodisponibilité), considérons maintenant les métaux qui demeurent sous forme <u>particulaire</u> . L'efficacité d'assimilation des métaux dans le tractus intestinal des organismes variera selon la forme physico-chimique du métal.	S'applique à des organismes pour lesquels les particules constituent le vecteur principal de prise en charge des métaux. Facteurs clé à considérer comprennent la granulométrie des résidus miniers, la chimie des processus de digestion dans le tractus intestinal (pH; pE; residence time).
7. Pour compléter l'approche réductionniste/décrite ci-dessus (étapes 1 → 6), considérer une approche holistique (écotoxicologique).	Les organismes benthiques indigènes, ayant colonisé les résidus miniers submergés, pourraient nous renseigner sur la biodisponibilité des métaux présents (teneurs en métaux; biomarqueurs d'exposition à des métaux).

- Deux approches complémentaires s'offrent pour estimer la concentration des métaux dans l'eau interstitielle : (i) on peut *échantillonner* l'eau interstitielle (ex. : par dialyse *in situ*) et *mesurer* $[M]_i$ directement, ou (ii) connaissant la composition des strates supérieures du dépôt, on peut *calculer* $[M]_i$ à l'aide de modèles d'équilibres chimiques.

Interactions entre les métaux traces dissous et les organismes aquatiques

- La concentration *totale* d'un métal dans l'eau ne peut servir comme indicateur de sa biodisponibilité. En effet, il existe beaucoup d'évidence à l'effet que la réponse biologique provoquée par un métal dissous est normalement reliée non pas à sa concentration totale, mais plutôt à la concentration de l'ion métallique libre, M^{z+} .
- Ce "Modèle de l'Ion Libre" (MIL) devrait s'appliquer aux organismes aquatiques qui ne peuvent assimiler de la matière particulaire (ex. : les plantes aquatiques à racines), ainsi qu'à ceux qui peuvent assimiler la matière particulaire mais pour lesquels l'eau demeure le vecteur principal pour la prise en charge du métal (ex. : les mollusques unionidés).
- Deux types d'études ont été réalisés pour tester l'applicabilité du MIL en présence de sédiments : (i) des bioessais au laboratoire avec des sédiments naturels recueillis à des sites contaminés, ou avec des sédiments naturels contaminés artificiellement au laboratoire; et (ii) des relevés sur le terrain, impliquant la récolte d'organismes benthiques indigènes. Les deux approches ont donné des résultats comparables, appuyant l'idée que les organismes benthiques répondent à la concentration de l'ion libre à l'interface sédiment-eau.

Interactions entre les métaux traces particulaires et les organismes aquatiques

- Les organismes benthiques qui ingèrent des particules ont tendance à sélectionner les particules les plus petites et les plus légères dans leur environnement immédiat. Cette stratégie nutritionnelle conduit à une ingestion de particules enrichies en métaux.
- D'après des expériences menées au laboratoire, où on suivait l'assimilation de métaux associés à des phases sédimentaires différentes, l'efficacité d'assimilation varie grandement entre différents sédiments modèles, et la disponibilité relative à partir d'une phase sédimentaire donnée varie d'un métal à l'autre (NRCC, 1988).
- Ces différences en biodisponibilité sont inversement reliées à la stabilité des liens entre le métal et la phase solide. Les phases solides qui démontrent la plus grande affinité pour un métal (c.-à-d., celles qui libèrent la plus faible quantité de métal dans des tests d'extraction) sont également celles qui retiennent le métal dans le tractus intestinal (c.-à-d., celles pour lesquelles le métal s'avère le moins disponible pour assimilation).
- Il existe ici un parallèle intéressant entre le concept d' "affinité" (selon lequel la disponibilité biologique d'un métal associé à une particule est inversement reliée à la force du lien métal-particule) et l'idée exprimée plus haut que la concentration d'un métal dans l'eau interstitielle pourrait fournir une mesure de son potentiel chimique à l'interface sédiment-eau et donc de sa biodisponibilité.

Biomarqueurs du stress induit par les métaux toxiques

- Traditionnellement, l'évaluation des impacts des métaux sur l'écosystème aquatique a passé par des bio-essais au laboratoire dans les conditions contrôlées (tests de toxicité) ou, à degré moindre, par des observations sur le terrain sur les organismes indigènes vivant dans les milieux contaminés. Une approche alternative, et complémentaire, implique l'emploi de biomarqueurs (indicateurs biochimiques) pour suivre la réponse d'organismes individuels *in situ* et pour fournir une indication de leur santé.

- Compte tenu de ses propriétés moléculaires, et des connaissances actuelles concernant son rôle dans le métabolisme des métaux (prise en charge, transport, entreposage, excrétion), la métallothionéine¹⁰ offre un potentiel considérable comme biomarqueur d'une exposition "anormale" à des métaux toxiques.
- Selon des études récentes, réalisées aux alentours de Rouyn-Noranda le long d'un gradient de contamination en cadmium (Couillard *et al.*, 1993), les concentrations en métallothionéine chez le mollusque *Anodonta grandis* varient en fonction du gradient en [Cd²⁺]. Des résultats préliminaires suggèrent la même tendance chez un autre organisme benthique, le larve d'insecte *Hexagenia limbata*.

Effets de métaux aux niveaux de la population ou de la communauté

- Les composantes *structurelles* d'un écosystème sont souvent considérés comme indicateurs sensibles à des perturbations d'origine anthropique. Des études récentes suggèrent que l'exposition chronique à de faibles niveaux de contaminants peut provoquer des effets importants au niveau des populations et des communautés aquatiques (Campbell et Roy, 1993).
- Cependant, une foule de facteurs autres que la "contamination" influent sur les populations et communautés aquatiques. Pour soustraire l'influence de ces facteurs, et mettre en évidence celle de la contamination du milieu, il faut donc suivre l'évolution de sites de référence choisis dans le territoire adjacent. Cette comparaison entre le parc à résidus et les sites de référence pourrait comprendre des indicateurs chimiques / biochimiques (ex. : concentrations en métaux dans certains tissus cibles; présence de biomarqueurs répondant à une exposition à des métaux) ainsi que des indicateurs biotiques (ex. : diversité, richesse, abondance, succès de reproduction, croissance, etc.).

¹⁰ Il s'agit d'une protéine de faible poids moléculaire, thermostable, avec un contenu élevé en cystéine et une grande affinité pour les métaux toxiques (ex. : Cd, Cu, Zn, Hg). La métallothionéine et les métalloprotéines étroitement apparentés à celle-ci sont ubiquistes dans les règnes animal et végétal.

- Certaines indices communautaires sont plus utiles que d'autres pour mettre en évidence les impacts de contaminants comme les métaux ou l'acidité (ex. : communautés planctonique et benthique; Campbell et Roy, 1993).

L'analyse sommaire présentée ci-dessus permet de dégager quelques lignes directrices pouvant guider l'élaboration d'un programme de suivi des effets environnementaux associés à l'inondation de résidus miniers (voir tableau 5.2).

Tableau 5.2: Eléments à considérer dans l'élaboration d'un programme de suivi des effets environnementaux associés à l'élimination de résidus miniers sous l'eau.

Catégorie de mesure	Mesure	Justification
Géochimie:		
• eaux sus-jacentes	Ca, Mg, Na, K; Cl, SO ₄ , CO ₃	nécessaires pour les calculs d'équilibres chimiques
	Cd, Cu, Zn	métaux toxiques; comparaison avec normes
	Fe, Mn; COD; pH	influence géochimique sur les métaux toxiques
• eaux interstitielles (dialyse in situ; accent sur strates superficielles)	Cl	utile pour tracer mouvement vertical de l'eau (↓);
	SO ₄ ; Fe; Mn; pH	utile pour caractériser le gradient diagenétique (fig. 1);
	Cd, Cu, Zn	[M]; fournit mesure du potentiel chimique du métal à l'interface sédiment - eaux
• phase solide extractions partielles; (accent sur les strates superficielles)	Fe, Mn; Cd, Cu, Zn	nécessaires pour les calculs d'équilibres chimiques;
	C-organique; S-réduit	fournissent une indication de l'altération subie par les résidus après inondation
Biochimie, biologie:		
• macrophytes	Fe, Mn; Cd, Cu, Zn, Hg	indication de la prise en charge des métaux par les plantes à racines
• poissons (rein; foie) (muscle)	Cd, Cu, Zn; métallothionéine Hg	indication de la biodisponibilité des métaux; incidence potentielle sur les prédateurs (y compris l'homme)
• invertébrés benthiques	Cd, Cu, Zn; métallothionéine Hg	indication de la biodisponibilité des métaux; incidence potentielle sur le transfert trophique des métaux

6 BIBLIOGRAPHIE

- Berner, R.A. (1980). "Early diagenesis, a theoretical approach". Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Campbell, P.G.C. et R. Roy (1993). "Possible means of evaluating the biological effects of sub-aqueous disposal of reactive mine tailings". INRS-Eau, Ste-Foy, Québec, rapport scientifique n° 389, 55 p. + 1 annexe + bibliographie annotée (Pour Rawson Academy of Aquatic Science, Ottawa, Ontario).
- Carignan, R. (1989). "Géochimie et géochronologie sédimentaire récente du huit lacs du Témiscamingue". INRS-Eau, Ste-Foy, Québec, rapport scientifique n° 239, 142 p. (Pour Environnement Québec, Envirodoq 890521, QEN/PA-36/1).
- Couillard, Y., P.G.C. Campbell et A. Tessier (1993). "Response of metallothionein concentrations in a freshwater bivalve (*Anodonta grandis*) along an environmental cadmium gradient". *Limnol. Oceanogr.* **38**: 299-313
- Hamilton, R. et W.W. Fraser (1978). "A case history of natural underwater revegetation: Mandy Lake high sulfide tailings", *Reclamation Review* **1**: 61-65.
- NRCC (1988). "Biologically available metals in sediments". NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, NRCC rapport n° 27694, 298 p.
- Rawson Academy (1992). "A critical review of MEND studies conducted to 1991 on subaqueous disposal of tailings". Rawson Academy of Aquatic Sciences, Ottawa, Ontario (Pour Énergie, Mines et Ressources Canada).
- Rescan (1990a). "A preliminary assessment of subaqueous tailings disposal in Mandy Lake, Manitoba". Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, C.B. (Pour Énergie, Mines et Ressources Canada, le Programme NEDEM, projet 2.11.1b), mars 1990.

- Rescan (1990b). "Geochemical assessment of subaqueous tailings disposal in Mandy Lake, Flin Flon area, Manitoba". Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, C.B. (Pour Énergie, Mines et Ressources Canada, le Programme NEDEM, Projet 2.11.1b), septembre 1990.
- Rescan (1990c). "A preliminary assessment of subaqueous tailings disposal in Anderson Lake, Manitoba". Rescan Environmental Services Ltd., Vancouver, C.B. (Pour Énergie, Mines et Ressources Canada, le Programme NEDEM, Projet 2.11.1b), mars 1990.
- Robertson, J.D. (1991). "Subaqueous disposal of reactive mine wastes: an overview of the practice with case studies". Comptes rendus, 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, septembre 1991.
- Roche (1993a). "Projet minier Grevet. Étude de variantes pour la localisation du parc à résidus". Roche Ltée, Groupe-conseil, Ste-Foy, Québec, mars 1993.
- Roche (1993b). "Cambior Exploitation du gisement Grevet. Addenda à l'étude des variantes du parc à résidus". Roche Ltée, Groupe-conseil, Ste-Foy, Québec, juillet 1993.
- Roche (1993c). "Réponses aux questions pour l'aménagement du lac Mirbeau. Projet Grevet." Roche Ltée, Groupe-conseil, Ste-Foy, Québec, novembre 1993.

ANNEXE I

Commentaires sur les documents fournis
par le promoteur

**1. "Projet minier Grevet. Étude de variantes pour la localisation du parc à résidus"
- Roche (1993a).**

p. 2, paragr. 1 :

Dans la discussion de la solubilité des métaux en fonction du pH (voir p. 5, paragr. 4: leur Annexe 1, figure 2 intitulée "Solubilité des métaux lourds en fonction du pH), on ne parle que de réactions de précipitation/dissolution, sans mentionner les réactions d'adsorption. En effet, il est maintenant reconnu que l'adsorption joue un rôle très important en contrôlant les concentrations de plusieurs métaux dans le milieu aquatique (voir, par exemple : A. Tessier et al. (1989): "Partitioning of zinc between the water column and the oxic sediments in lakes". *Geochim. Cosmochim. Acta* **53**: 1511-1522. A. Tessier (1992): Sorption of trace elements on natural particles in oxic environments. In : p. 425-453, J. Buffle and H.P. Van Leeuwen [ed.], *Environmental Particles Environmental Analytical and Physical Chemistry Series*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL). L'adsorption a pour effet de garder les concentrations en métaux à des niveaux *inférieurs* à ceux prédits par la figure 2.

p. 6, paragr. 2 :

En discutant de la percolation des eaux (acides) à travers les sols inondés, on mentionne le rôle des réactions de neutralisation et on parle "de la capacité tampon inhérente à toute roche *et spécialement aux roches carbonatées, comme à Grevet*". Il aurait été intéressant de développer ce point davantage (c'est la seule référence à la présence de roches carbonatées que j'ai pu trouver).

D'autre part, outre ces réactions de neutralisation acide-base, d'autres réactions de nature microbiologiques pourraient également produire de l'alcalinité et contribuer à neutraliser les eaux de percolation lors de leur passage à travers les sols inondés. Les recherches récentes sur l'acidification des lacs ont démontré l'importance potentielle de cette

"génération microbiologique de l'alcalinité" (voir, par exemple: Cook et al. (1986): "Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake". *Limnol. Oceanogr.* **31**: 134-148).

p. 16, paragr. 4 :

Faute de données locales, spécifiques aux sites considérés pour l'aménagement du parc à résidus, la discussion des pertes d'eau par percolation demeure forcément très générale. Il serait important d'étoffer cette section, lorsque des données géotechniques et hydrogéologiques locales seront disponibles.

p. 18, paragr. 1 :

La discussion du bilan hydrique du parc à résidus et/ou de bassin de polissage pourrait être améliorée. Il n'est pas toujours claire si on emploie l'expression "temps de rétention" pour le parc à résidus ou encore pour le bassin de polissage.

p. 20-21 :

Parmi les critères de localisation du parc à résidus, pourrait-on en ajouter un qui tiendrait compte de la nécessité de protéger les milieux (aquatiques) environnants? (ex. : "minimiser les risques pour les milieux aquatiques environnants"). L'évaluation de ce critère ferait intervenir des considérations hydrologiques (crue centenaire; situation du parc dans le bassin versant), hydrogéologiques (mouvement de l'eau souterraine) et géotechniques (stabilité à moyen et à long terme des structures de rétention).

2. "Cambior. Exploitation du gisement Grevet" - Roche (1993b).

p. 5 + tableau 2 :

En discutant des résultats d'analyse de sédiments recueillis en amont et en aval du site minier, on mentionne que "les sédiments semblent contenir un peu plus de métaux aux stations 2A et 3" - il me semble probable qu'il s'agisse d'un artefact de

l'échantillonnage. A l'examen du tableau 2, on notera que les stations 2A et 3 sont également celles où la fraction fine des sédiments étaient plus importante. Alors, il est bien connu que les métaux traces ont tendance à se concentrer dans la fraction fine des sédiments. En comparant des échantillons de sédiments provenant de différentes stations, il faut tenir compte des différences de granulométrie (voir, par exemple: U. Forstner et G.T.W. Wittmann (1981): "Metal Pollution in the Aquatic Environment", Springer-Verlag, New York, NY, pp. 121-131).

**3. "Réponses aux questions pour l'aménagement du lac Mirbeau. Projet Grevet"
- Roche (1993c).**

p. 5, paragr. 1 :

En discutant de la période de disposition active des résidus miniers dans le parc à résidus, on mentionne que l'eau du lac aura des caractéristiques semblables à celles de l'effluent du concentrateur, et on suggère que "les teneurs en métaux lourds (cadmium, chrome, cuivre, nickel et fer) ne devraient pas être modifiées par rapport aux teneurs actuelles. La teneur en zinc devrait augmenter à environ 0.1 mg/L".

Ces prédictions me semblent trop optimistes, compte tenu des concentrations rapportées pour le lac Anderson pendant la période d'exploitation (Rescan 1990c : Cd 0.6 - 1.2 µg/L; Cu 2 - 44 µg/L; Fe <30-110 µg/L; Zn 19 - 440 µg/L - les concentrations les plus élevées étaient observées dans le secteur au-dessus des résidus, aux stations 1 et 4). De telles concentrations seraient supérieures à celles rapportées pour la campagne de mesures faites en amont et en du site minier (Roche, 1993b, tableau 1).