

Utilisation de l'ACV par l'industrie minière : Exemple d'application et principaux défis

Catherine REID¹, Pascal LESAGE², Manuele MARGNI¹,
Michel AUBERTIN³, Valérie BÉCAERT¹, Louise DESCHÉNES¹

1. CIRAIG, École Polytechnique de Montréal, Québec

2. Sylvatica, Québec, Canada

3. Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT, Environnement et gestion des rejets miniers - École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada

Contacts : catherine.reid@polymtl.ca ou Mostafa.Benzaazoua@uqat.ca ou plesage@sylvatica.com ou manuele.margni@polymtl.ca ou michel.aubertin@polymtl.ca ou valerie.becaert@polymtl.ca ou Louise.deschenes@polymtl.ca

Résumé

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil d'analyse environnementale holistique qui permet la compilation et l'évaluation des entrants, sortants et impacts environnementaux potentiels d'un produit ou service durant tout son cycle de vie, du berceau au tombeau (c'est-à-dire de l'extraction et transformation première des ressources jusqu'à l'élimination en fin de vie, incluant les étapes de production et d'utilisation). La pertinence de l'ACV pour l'industrie minière se présente sous deux aspects. Premièrement, l'industrie minière a un rôle à jouer au niveau du développement des données d'inventaires qui permettront à la communauté ACV d'évaluer, pour des usages particuliers, les impacts environnementaux des matériaux primaires (tels les métaux) et de comparer ceux-ci avec les impacts des matériaux leur faisant compétition. Deuxièmement, l'industrie minière peut directement utiliser l'ACV pour évaluer les impacts environnementaux de ses propres activités, identifier les « points chauds » et évaluer les impacts de différentes technologies disponibles. Par exemple, les impacts environnementaux de différentes technologies employées dans l'extraction et la transformation de minéraux peuvent être comparés. Cette deuxième utilisation de l'ACV par l'industrie minière n'est toutefois pas très fréquente. Le présent article présente une telle application de l'ACV, en comparant des options de gestion de résidus miniers durant la vie de la mine et à sa fermeture. Quelques défis devant être relevés afin d'améliorer la pertinence des résultats de l'ACV dans le contexte des activités minières sont aussi présentés et discutés.

Introduction

Bien que les premiers travaux portant sur l'analyse du cycle de vie (ACV) aient été effectués à la fin des années 60, le développement de la méthodologie n'a réellement débuté qu'au cours des années 90. En 2002, l'ACV a été identifiée par le *World Summit on Sustainable Development* comme une approche scientifique utile pour établir des politiques visant l'amélioration des produits et services tout en réduisant leurs impacts sur l'environnement et sur la santé humaine.

L'ACV est un outil environnemental qui permet d'évaluer les impacts potentiels d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie, soit du « berceau au tombeau ». L'ACV constitue une méthode très complète, notamment parce qu'elle inclut tous les processus pertinents rattachés à la fonction fournie par le produit ou le service. Elle permet aussi de tenir compte d'une large gamme d'impacts environnementaux potentiels liés aux entrants provenant de l'environnement (p.ex. extraction des ressources) et aux sortants émis dans l'environnement (p.ex. émissions dans l'air, l'eau et le sol). L'ACV est fréquemment utilisée pour identifier les opportunités d'amélioration du profil environnemental d'un produit (par une identification des points chauds) et pour la comparaison de produits entre eux. Elle peut aussi être utilisée dans le cadre du développement des produits, de leur mise en marché et des politiques de développement (ISO 2006).

Le cadre méthodologique de l'ACV a été standardisé par l'Organisation internationale de normalisation (voir la série de normes ISO 14040). Ce cadre comporte 4 étapes itératives :

— *Objectifs et champ de l'étude* : cette étape consiste à définir le but de l'étude, les choix méthodologiques, la fonction étudiée et l'unité fonctionnelle qui en découle. Cette unité fonctionnelle est primordiale car elle permet de comparer des options alternatives sur une même base. C'est aussi à cette étape que le système de produits est précisé et que les frontières du système sont établies afin de déterminer les processus inclus dans l'étude.

— *Inventaire du cycle de vie (ICV)* : cette étape de l'ACV comporte deux éléments très importants, soit la collecte de données et le calcul de l'inventaire. Tout d'abord, pour chacun des processus inclus dans l'étude, les informations disponibles sur les entrants et les sortants spécifiques au cas à l'étude doivent être recueillies. Les données issues des banques de données spécialisées peuvent constituer une composante essentielle de cette collecte. Ensuite, les différents entrants et sortants doivent être liés à l'unité fonctionnelle et additionnés afin d'obtenir l'inventaire du cycle de vie (ICV). Typiquement, un ICV contient des centaines de substances dont l'effet peut se faire sentir à des milliers d'endroits.

— *Évaluation de l'impact du cycle de vie (ACVI)* : Afin de rendre les résultats de la phase ICV utilisables, les centaines de flux sont réduits à quelques indicateurs d'impact. Typiquement, une ACV évaluera la contribution à environ 10 à 15 catégories d'impact telles que l'extraction des ressources abiotiques, l'utilisation des terres, les changements climatiques, l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'oxydation photochimique, la toxicité humaine, l'écotoxicité et l'acidification (e.g. Udo de Haes et al., 2002). Les résultats pour chaque catégorie d'impact peuvent être combinés en un nombre plus restreint de catégories de dommages, qui incluent généralement la santé humaine, la qualité des écosystèmes et la disponibilité des ressources. Les résultats peuvent ensuite être normalisés en divisant les pointages liés aux dommages du scénario analysé par une valeur de référence, correspondant par exemple aux impacts globaux générés sur un continent particulier (qui est souvent l'Europe) ou à la contribution annuelle par habitant pour une région donnée. Plusieurs méthodes d'évaluation d'impacts ont été développées par des centres de recherche universitaires et des firmes de consultants (Udo de Haes et al., 2002).

— *Interprétation* : Cette dernière étape de l'ACV consiste à analyser les résultats, tirer des conclusions propres aux limites de l'étude, et fournir des recommandations.

Deux voies pour lesquelles l'ACV est pertinente pour l'industrie minière sont abordées ici. Suite à une brève mise en contexte de l'ACV pour le secteur minier, certains résultats découlant d'une étude de cas où différentes options de gestion de résidus miniers sulfureux sont comparées en utilisant l'ACV. Puis, afin de rendre l'étape d'évaluation de l'impact du cycle de vie plus pertinente pour l'industrie minière, trois éléments sont identifiés selon les besoins et défis de recherche qui y sont associés.

Rôle de l'industrie minière dans le développement de données d'inventaire en ACV

Les activités minières constituent une part essentielle de l'économie de plusieurs régions du globe, et les produits primaires qui en sont issus font partis de plusieurs produits d'utilisation courante dans la société. Comme l'ACV est utilisée afin d'évaluer les impacts environnementaux de ces différents produits, il est essentiel que l'industrie minière puisse produire des données associées à ses activités (i.e. extraction du minerai du sous-sol, son traitement minéralurgique et le raffinage ultérieur). Ces données permettent par exemple la comparaison des impacts potentiels de l'utilisation de deux métaux pour la fabrication d'un produit (p.ex. acier vs aluminium dans la production de véhicules ; Das, 2000) ou de l'utilisation d'autres matériaux en compétition avec des métaux (p.ex. bois vs acier pour les structures

dans les bâtiments ; Petersen and Solberg, 2002). L'augmentation rapide des demandes d'information pour l'ACV oblige l'industrie minière à fournir des données récentes et de bonne qualité afin qu'elle puisse satisfaire les besoins de ses clients, tout en demeurant compétitive.

L'industrie minière n'a, à ce jour, que partiellement répondu à cette demande. Plusieurs données sur les métaux de base et le charbon sont disponibles depuis quelques années, via des associations industrielles (p.ex. *International Iron and Steel Institute*, *European Copper Institute*) ou à travers des banques de données assemblées par des groupes académiques ou gouvernementaux et des consultants (p.ex. ecoinvent, GaBi, IDEMAT et ELCD databases). En ce qui concerne les données liées aux métaux précieux, dont l'utilisation industrielle est moins répandue (tels que l'or, l'argent et le platine), elles se retrouvent aussi dans les deux banques de données les plus utilisées (ecoinvent et GaBi), mais la qualité des informations est parfois faible car elles sont basées sur des extrapolations plutôt que sur des mesures réelles.

Dans les banques de données les plus complètes, les données minières incluent les activités suivantes : utilisation d'énergie par les opérations minières (électricité, carburant diesel, etc.); abatage par forage et sautage; production des équipements et des infrastructures (p.ex. convoyeurs, machineries et bâtiments); utilisation de produits chimiques pour les procédés d'extraction; et, de façon moins complète, la gestion et le traitement des rejets. Ces banques de données considèrent aussi les entrants provenant de l'environnement (p.ex. minerai, eau) ainsi que les émissions à l'air; à l'eau et vers le sol. Dans les banques de données moins complètes, les infrastructures minières, l'abatage, la conversion des terres, les produits chimiques et le traitement des rejets ne sont que partiellement inclus (ou exclus entièrement dans certains cas). Mais même dans les banques de données les plus complètes, certains aspects importants sont souvent absents ; mentionnons par exemple les travaux d'exploration et de développement, les pertes de minerai, ainsi que les méthodes d'extraction et de traitement. Ces composantes ont pourtant un effet important sur la nature des émissions à l'environnement (Durucan et al., 2006). L'industrie minière doit jouer un rôle de premier plan afin de fournir des données plus complètes sur ses activités, de façon à améliorer la qualité des résultats de l'ACV dans ce secteur industriel.

L'ACV comme outil d'aide à la décision dans le cadre des activités minières

Au-delà du rôle de l'industrie minière dans l'acquisition de données d'inventaire, les exploitants miniers peuvent

directement utiliser l'ACV comme instrument pour aider à la prise de décision, afin de soutenir des choix visant à minimiser les impacts environnementaux de leurs activités. Bon nombre d'initiatives ont été lancées au cours des dernières années afin d'évaluer l'utilisation de l'ACV dans le contexte de la production minière et métallifère. Parmi celles-ci, le *Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD) Project* a permis de conclure que l'ACV constitue un outil utile pour l'industrie minière, et qu'elle peut être utilisée pour mieux tenir compte des considérations environnementales lors d'une prise de décision (Stewart, 2001).

Une telle utilisation de l'ACV est toutefois peu fréquente à ce jour. Seules quelques grandes compagnies minières auraient utilisé l'ACV pour la sélection de projets ou de procédés (Stewart, 2001; Stewart et al., 2004). Relativement peu d'études comportant une évaluation comparative des impacts environnementaux de différentes méthodes de production ont été publiées (p.ex. Giurco et al., 2000 ; Norgate and Rankin, 2000; Tan and Khoo, 2005). Bien que des initiatives aient été lancées afin d'évaluer le potentiel d'utilisation de l'ACV dans le contexte de la production de minéraux et métaux, peu de cas pratiques ont été documentés jusqu'à présent.

De plus, la plupart des études ACV publiées démontrent que les efforts se concentrent essentiellement sur l'évaluation des opérations à la mine ; très peu d'emphase a été mise sur la phase d'extraction du minerai et sur la gestion des rejets (Van Zyl, 2002; Durucan et al., 2006). Par exemple, dans la banque de données ecoinvent, une des banques de données les plus complètes, la gestion des résidus miniers sulfureux comprend seulement les items qui touchent l'occupation des terres, négligeant ainsi la demande en énergie et en matériaux liée à leur gestion (pour la construction des digues par exemple) ainsi que les émissions prolongées issues des résidus (à l'effluent du parc à résidus pour le même exemple).

Étude de cas : ACV de diverses options de gestion de résidus miniers sulfureux

Cette section présente un exemple d'ACV réalisée afin de comparer les impacts environnementaux potentiels de différentes alternatives pour disposer de résidus miniers selon des technologies disponibles. Cette ACV, réalisée par le CIRAIG et la Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, a permis de comparer différentes options de gestion de résidus miniers sulfureux (Reid, 2006 ; Reid et al., 2009), ce qui constitue une première dans cette industrie.

Lorsqu'envisagée selon une perspective environnementale, la gestion des résidus miniers sulfureux vise principalement à prévenir la génération de Drainage Minier Acide (DMA) produit lorsque des minéraux réactifs sont exposés à l'air et à l'oxygène. L'oxydation des minéraux sulfureux, tels que la pyrite (FeS_2), l'arsénoxyrite ($FeAsS$) et la pyrrhotite ($Fe(1-x)S$), libère des ions H^+ qui acidifient l'eau, favorisant ainsi la solubilisation de divers éléments potentiellement toxiques (p.ex. Aubertin et al., 2002). Les méthodes utilisées pour disposer des résidus miniers générateurs de DMA visent à limiter la disponibilité d'un ou plusieurs composants contribuant à ce phénomène, soit l'eau, l'oxygène et les sulfures de fer.

L'étude de cas présentée ici porte sur la mine Louvicourt, située près Val d'Or, Québec (Canada). Il s'agit d'une opération minière souterraine qui extrayait le cuivre et le zinc. Durant l'opération de la mine, entre 1994 et 2005, 15,5 M tonnes de minerais ont été extraits, produisant 2,2M de tonnes de concentré, 13,3M de tonnes de résidus et 25M m³ d'eau de procédé. Les résidus possèdent une haute teneur en pyrite, ce qui engendre un potentiel de génération d'acide élevé. Environ la moitié des résidus ont été envoyés dans un parc à résidus de surface sous une cou-

Développement		Opération	Options de fermeture du parc à résidus	
1	Préparation du parc à résidus	100 % des résidus dirigés au parc à résidus (ennoiment)	A	Ennoiment
			B	Désulfuration partielle
			C	Couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC)
2*	Préparation du parc à résidus	48 % des résidus dirigés au parc à résidus (ennoiment)	A*	Ennoiment
			B	Désulfuration partielle
	Construction de l'usine de remblai	52 % des résidus dirigés à l'usine de remblai	A, B et C	Démantèlement de l'usine de remblai

* Scénario original correspondant au cas à l'étude

Tableau I. Scénarios de gestion des résidus miniers évalués par l'ACV

verture aqueuse. L'autre portion des résidus a été dirigée à l'usine de remblai où l'on retire l'excédant d'eau (par filtration) et où des liants (ciment et scories) sont ajoutés pour produire un remblai cimenté en pâte qui est envoyé dans les chantiers souterrains afin d'assurer un support aux épontes du massif rocheux.

Les impacts environnementaux potentiels de cette stratégie de gestion ont été comparés à ceux d'un scénario où tous les résidus auraient été envoyés dans le parc à résidus miniers (i.e. pas de remblayage avec les résidus). Trois options de fermeture du parc à résidus ont aussi été considérées pour la fin des opérations de la mine: a) l'ennement perpétuel, b) la désulfuration partielle combinée à la technique de la nappe surélevée avec un recouvrement de matériaux granulaires et c) un recouvrement multicouche de type couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) fait de matériaux naturels suivi d'une revégétation (Aubertin et al. 2002). Les 6 scénarios sont résumés au tableau 1. Plus de détails sur cette étude sont présentés par Reid (2006).

Les objectifs de l'étude étaient de dresser l'inventaire de ces différents scénarios de gestion (applicables à partir de l'étape du développement de la mine jusqu'à l'étape de post-fermeture), d'évaluer et de comparer leurs impacts environnementaux. Il s'agissait aussi de déterminer l'importance de la catégorie d'impact « utilisation des terres » souvent négligée lors de telles analyses. L'unité fonctionnelle a été définie selon l'ensemble des étapes de gestion de la production totale (pour toute la durée de vie de la mine, soit de 1994 à 2005) de résidus miniers issus de la concentration des minerais de cuivre et de zinc à la mine Louvicourt. Durant cette période, environ 15 500 000 tonnes de minerai ont été extraits et traités. Notons ici que les étapes d'extraction du minerai à la mine et de traitement minéralurgique du minerai ne font pas partie de l'étude, qui se concentre exclusivement sur la gestion des résidus miniers.

Le système de produits a d'abord été divisé selon les étapes du cycle de vie de la mine, soit le développement (D), l'opération (O) et la fermeture (F) de la mine. Chacune de ces étapes est composée de plusieurs processus, incluant la production des matériaux et leur transport, le transport des équipements et de la machinerie lourde ainsi que leur opération, et la consommation d'électricité et de carburant (diesel). Pour le parc à résidus miniers, l'étape D inclut la construction des digues, et l'étape O inclut un traitement à la chaux requis pour aider à neutraliser en aval les effets dus à la présence de thiosels (qui peuvent engendrer l'acidification des eaux). Le surplus d'eau, une fois neutralisé, est dirigé par gravité vers le bassin de polissage qui agit comme bassin de rétention. En ce qui concerne l'usine de remblai, l'étape D inclut la construction de l'usine et l'étape O comprend son opération, incluant l'enlèvement de l'eau de procédé par filtration et l'addition de liants (ciment et scories) et d'une eau de mélange.

L'étape de fermeture F débute à la fin des opérations de la mine et, dans les principaux résultats présentés ici, se termine 2 ans après la fin des opérations. L'option « A » consiste à garder les résidus envoyés de manière à limiter leur contact avec l'oxygène, ce qui limite la production de DMA (p.ex., Aubertin et al., 2002). Dans l'option « B », une quantité suffisante de résidus doit être désulfurée pour construire une couverture d'une épaisseur de 1 mètre sur la surface du parc à résidus (Bois et al., 2005; Demers et al. 2008). Par la suite, la technique de la nappe surélevée est appliquée. Dans ce cas, les résidus demeurent saturés en maintenant le niveau de la nappe d'eau à une profondeur compatible avec la remontée capillaire dans les rejets; cette profondeur est d'environ 1 mètre pour les résidus de la mine Louvicourt (Ouanguwa et al., 2006). La surface du site est ensuite stabilisée par l'ajout d'une couche de matériaux granulaires de 0,3 mètre d'épaisseur. L'option « C » consiste à contrôler le niveau d'eau sous la surface du parc à résidus (comme dans l'option B) et à ajouter un recouvrement de type couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) composé de trois couches de matériaux (du bas vers le haut) : une couche de support composée de roche stérile, une couche de faible conductivité hydraulique composée de silt et une couche de sable et gravier qui assure une protection de surface. Ce type de couverture permet de restreindre la quantité d'oxygène pouvant atteindre les résidus en raison du degré de saturation élevé de la couche de silt (Aubertin et al., 2002). La dernière étape est une réhabilitation par ensemencement avec l'ajout d'une couche de sol organique et de fertilisant, ce qui permet de limiter l'érosion et d'améliorer l'esthétique des lieux.

La modélisation de l'inventaire du cycle de vie (ICV) a été réalisée à l'aide du logiciel Simapro 6.0 de Pré Consultants. Les matériaux, l'énergie et les équipements utilisés ont été définis pour chacun des scénarios. Des données spécifiques ont été collectées pour l'année 2002, considérée comme une année représentative des conditions usuelles d'opération de la mine. Ces données ont été répertoriées à l'aide de questionnaires, de visites sur le site, d'articles et d'entrevues, ce qui a permis d'identifier les différentes quantités de matériaux et d'énergie utilisés. Les données pour les étapes de développement et de fermeture ont été obtenues par des entrevues et des rapports de consultants, ainsi qu'avec l'aide d'experts du domaine minier. La banque de donnéesecoinvent (Frischknecht et al., 2005) a été utilisée comme source de données secondaires afin de compléter l'inventaire. Les différentes hypothèses posées durant l'élaboration de l'inventaire sont présentées par Reid (2006).

Les impacts potentiels pour chacun des scénarios ont été calculés avec la méthode d'évaluation des impacts IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003). Cette méthode est composée de 14 catégories d'impact : toxicité humaine (cancérogène et non cancérogène), effets respiratoires causés

par les substances inorganiques, rayonnement ionisant, appauvrissement de l'ozone stratosphérique, oxydation photochimique, écotoxicité terrestre et aquatique, acidification et nitrification aquatique, eutrophisation aquatique, occupation des terres, réchauffement global, énergies non renouvelables et appauvrissement des ressources abiotiques. À l'exception de l'acidification aquatique et de l'eutrophisation aquatique, ces catégories d'impact ont été combinées en 4 catégories de dommages, soit : la santé humaine, la qualité des écosystèmes, les changements climatiques et les ressources. Les résultats présentés ici portent essentiellement sur les dommages. Les résultats d'inventaire (émissions et extractions) et les résultats pour chacune des catégories d'impact sont présentés dans Reid (2006) et Reid *et al.* (2009).

La figure 1 présente les impacts environnementaux potentiels normalisés des six scénarios selon les catégories de dommages. La référence utilisée pour la normalisation se base sur les impacts générés par une personne pendant une année. Pour des raisons de cohérence la référence de la méthode IMPACT 2002+, qui adopte celle d'un Européen, a été retenue. Les différentes intensités de gris sur la figure 1 indiquent la contribution des diverses étapes du cycle de vie (développement, opération et fermeture du site). Globalement, les résultats des dommages pour ces trois étapes du cycle de vie indiquent qu'il serait préférable, d'un point de vue environnemental à court

terme, d'envoyer tous les résidus au parc à rejets avec couverture aqueuse (scénario 1) comparativement à l'option qui consiste à retourner une partie des résidus sous terre (scénario 2). La différence entre les options n'a toutefois pas la même ampleur pour chacune des catégories de dommages. Pour les scénarios analysés ici, cette tendance est causée par les impacts associés à l'étape d'opération de la mine qui domine la réponse du système à court terme (i.e. pour une période allant jusqu'à 2 ans après la fermeture). Dans le cas des scénarios 2, les impacts de cette étape sont plus importants en raison des besoins accrus en énergie et matériaux (ciment et scories) dus à l'ajout de l'usine de remblai. Les impacts qui ne suivent pas cette tendance sont : la toxicité humaine, plutôt associée à l'effluent du bassin de polissage ; l'acidification aquatique, principalement associée aux exfiltrations du parc à résidus, et l'occupation des terres, principalement due à la surface occupée par le parc à résidus. Cette dernière catégorie domine la catégorie de dommages « qualité des écosystèmes » pour les scénarios 1, ce qui explique pourquoi la différence entre les scénarios 1 et 2 est plus faible pour ce dommage.

Il faut toutefois noter ici que les solutions de remplacement pour les options sans remblayage n'ont pas été prises en compte dans cette analyse ; l'utilisation de boulons et de câbles de soutènement, par exemple, aurait aussi engendré certains impacts qui n'ont pas été considérés.

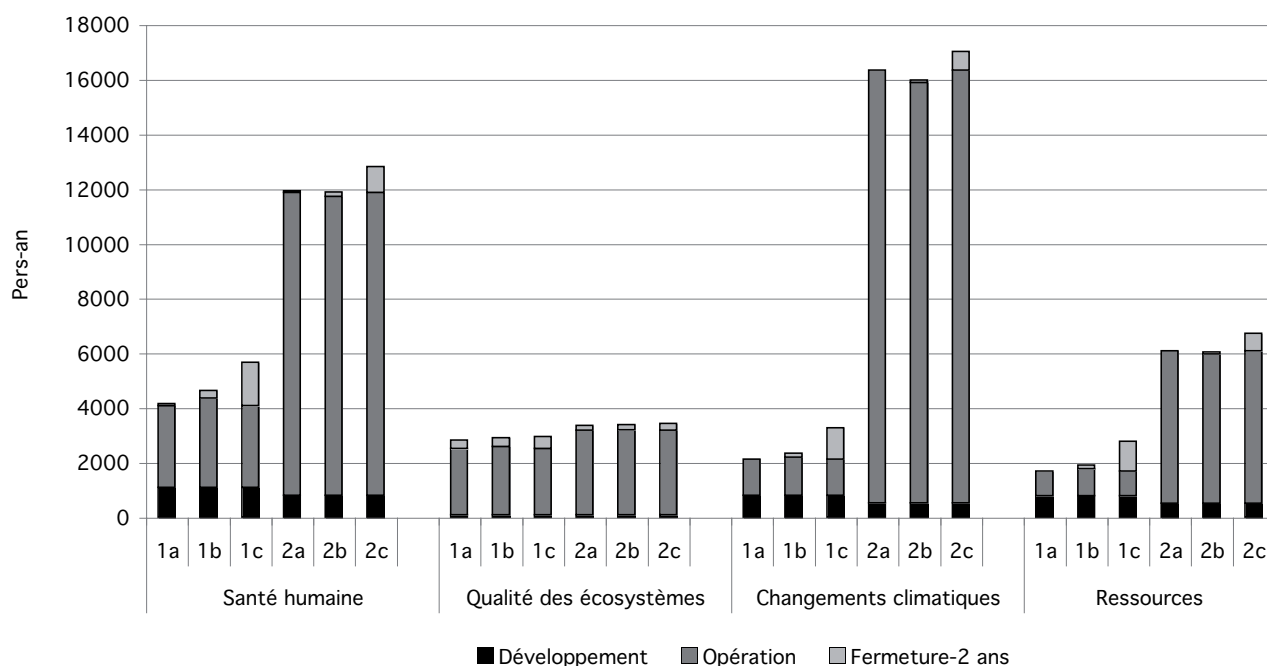


Figure 1 : Impacts environnementaux normalisés cumulatifs des étapes de développement, opération et fermeture (2 ans)

Les barres indiquent les impacts des scénarios 1A, 1B, 1C, 2A, 2B et 2C respectivement

L'unité pers*an indique que les résultats ont été divisés par la contribution annuelle par habitant pour une région donnée, soit l'Europe de l'Ouest pour le cas échéant.

Comme il sera plus présenté plus loin, ceci ne changera toutefois pas les conclusions à long terme, qui indiquent que la réduction de la quantité de rejets entreposés en surface a un effet bénéfique sur les impacts anticipés pour une période plus longue.

Les impacts de l'étape de fermeture F sont supérieurs dans le cas des scénarios 1 comparativement aux scénarios 2 pour une même option de fermeture. Ces résultats étaient prévisibles étant donné que les impacts causés par cette étape du cycle de vie sont fonction de la surface affectée et de l'effluent final ; ils sont donc réduits pour les scénarios 2.

La comparaison des options de fermeture B et C montre que les émissions sont toujours supérieures pour l'option C. Ces résultats s'expliquent par le fait que l'option C comporte un recouvrement de trois couches (CEBC) alors que l'option B comprend plutôt un recouvrement d'une seule couche produit par une désulfuration partielle des résidus. L'option C requiert donc plus de matériaux et de machineries. Comparativement aux options B et C, les émissions liées à l'option A sont beaucoup plus faibles étant donné la plus faible intensité des interventions.

Après l'étape de fermeture d'une durée de 2 ans, le parc à résidus continue de générer des impacts. Il a été considéré que le parc demeure alors dans un état empêchant une renaturalisation complète du site, ce qui a pour effet de générer des impacts dans la catégorie « occupation des terres ». De plus, l'effluent final ainsi que les exfiltrations contiennent des contaminants qui sont émis dans

l'environnement. Afin de prendre en compte ces impacts, les frontières temporelles ont été étendues à 100 ans après la fermeture de la mine.

La figure 2 présente l'influence de l'expansion des frontières temporelles sur la qualité des écosystèmes. Tel que présenté à la figure 1, les impacts sur la qualité des écosystèmes sont légèrement supérieurs pour les scénarios 2 pour la période de fermeture de 2 ans. Toutefois, cette tendance est inversée lorsque les frontières temporelles sont repoussées au-delà de la période de 2 ans. Ce résultat indique que les activités plus intenses (d'un point de vue environnemental) découlant du remblayage souterrain peuvent être vues comme un investissement qui devient rentable après environ 10 ans pour cette catégorie de dommages (n.b. cette période pourrait être plus courte si l'on prenait en compte les impacts d'un soutènement alternatif des chantiers, comme mentionné plus haut). L'inversion de la tendance observée à plus long terme est principalement causée par les impacts de l'occupation des terres, qui contribuent grandement à la qualité des écosystèmes, et qui sont plus élevés pour les scénarios 1 selon la période couverte par l'analyse (i.e. plus le temps d'occupation augmente, plus les impacts augmentent). Les résultats montrent aussi que l'importance de la catégorie d'impact « occupation des terres » augmente à un point tel qu'elle favorise non seulement le remblayage souterrain mais aussi la technique de la CEBC (option C) pour laquelle les terres peuvent être mieux restaurées (selon les hypothèses adoptées ici). Des résultats additionnels sont disponibles dans Reid (2006) et Reid et al. (2009).

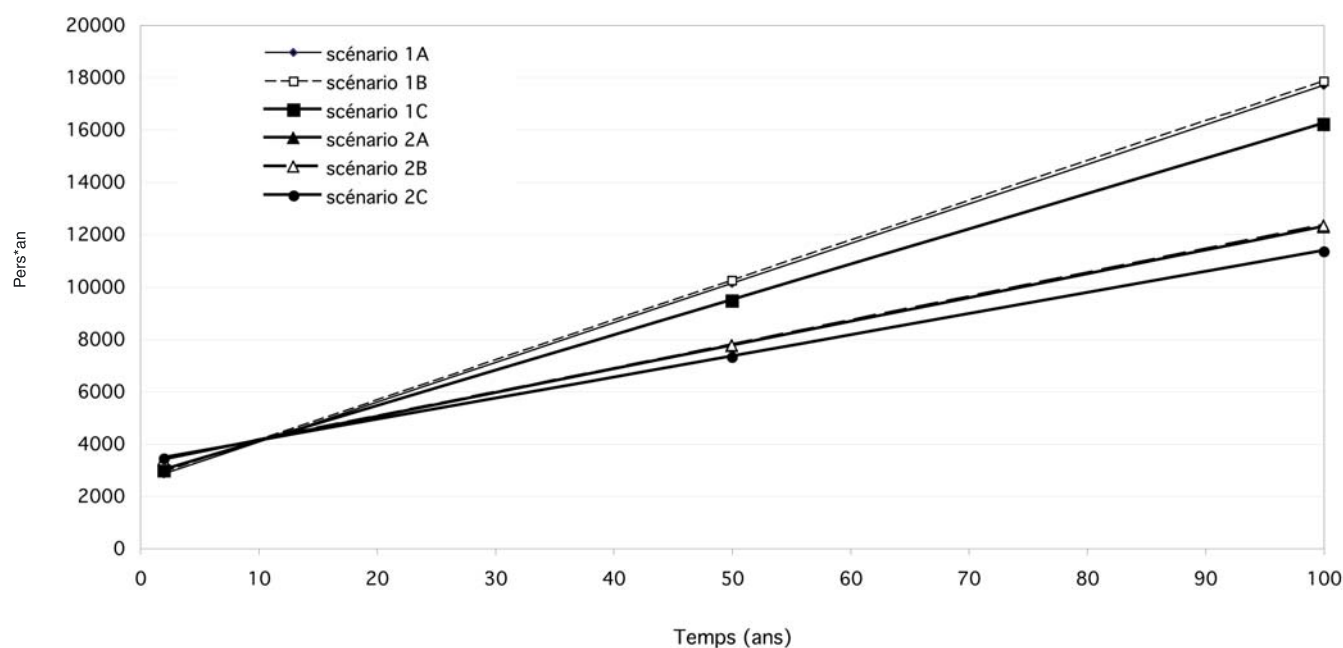


Figure 2 : Impacts sur la qualité des écosystèmes cumulés et normalisés pour les étapes de développement, opération et fermeture pour une période de 100 ans.

Défis et besoins de recherche

Amélioration de l'indicateur d'impact de l'utilisation des terres

Il est reconnu que l'utilisation de terres par les activités industrielles engendre des impacts substantiels, particulièrement sur la biodiversité et la qualité des sols en tant que source et support de fonctions vitales. Plusieurs indicateurs potentiels ont été suggérés afin d'inclure les effets de l'utilisation des terres sur la biodiversité, les fonctions vitales et la production de biomasse, sans toutefois que l'application de tels indicateurs ne puisse être vérifiée dans un cadre rationnel objectif. Aucun modèle présenté à ce jour n'a permis de modéliser adéquatement les principales chaînes de causes à effets et/ou d'inclure tous les impacts au niveau des dommages. Par conséquent, aucun modèle ne fait consensus pour l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres (Mila i Canals et al., 2007). À noter que le modèle de caractérisation de l'utilisation des terres inclus dans la méthode IMPACT 2002+, et utilisé dans le cadre de l'étude de cas présentée précédemment, tient compte des impacts de l'occupation des terres sur la biodiversité seulement. La recherche dans ce domaine comporte encore plusieurs défis (pas seulement pour les applications minières). À cet égard, deux aspects doivent être considérés :

i) Caractérisation des impacts de l'utilisation des terres.

La définition de la consommation en relation avec l'utilisation des terres n'est pas intuitive. Contrairement aux autres types de ressources, l'utilisation des terres fait appel à la notion de qualité. Pour une activité industrielle, comme l'opération d'une mine par exemple, la qualité des terres utilisées peut être dégradée ou restaurée (à divers niveaux), dépendamment du type d'utilisation. Les effets de l'utilisation des terres sont très complexes et diversifiés. Ils peuvent affecter le potentiel de séquestration du carbone, l'évapotranspiration, la régulation de l'érosion des sols et le potentiel de régulation de l'eau, les pertes de biodiversité, etc. La plupart des initiatives à l'échelle internationale conviennent de la nécessité d'inclure la biodiversité (valeur d'existence), le potentiel de production biotique (incluant la fertilité des sols et la valeur d'usage de la biodiversité) et la qualité écologique des sols (incluant le maintien des fonctions vitales) (Mila i Canals et al., 2007). Toutefois, l'incertitude demeure quant à la façon d'identifier et de définir des indicateurs mesurables qui soient appropriés pour quantifier l'apport des terres à la qualité des écosystèmes et pour les incorporer dans une méthode opérationnelle. La communauté scientifique s'interroge aussi sur la sélection d'une situation de référence pour mesurer les impacts de l'utilisation des terres (état naturel historique ou état potentiel après relaxation, incluant l'aspect de dynamique des terres).

ii) Évaluer la variabilité spatiale.

Contrairement à d'autres méthodes d'évaluation des impacts, telle que l'analyse de risques environnementaux,

l'ACV a été développée comme une méthode d'évaluation indépendante du temps et de l'espace. Ceci ne pose aucun problème pour les catégories d'impact global, tels que le réchauffement climatique, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, etc., mais cela engendre certains problèmes pour les catégories d'impact régional comme l'utilisation des terres. Les interventions environnementales sont très variables et peuvent dépendre de facteurs tels que la qualité locale des sols, les précipitations ou d'autres éléments climatiques, et même de facteurs socio-culturels comme les pratiques de gestion. Les incertitudes soulevées lorsque les cas sont comparés à des situations génériques de référence peuvent être si élevées qu'elles compromettent les résultats.

Amélioration des facteurs de caractérisation de toxicité et d'écotoxicité des métaux

Les ACV réalisées dans le domaine minier (p.ex. Seppälä et al., 2002; Giurco et al., 2000) ont montré que même si les résultats peuvent être utiles, la caractérisation des impacts écotoxiques potentiels pour les métaux présents dans les dépôts de rejets est un point critique qui requiert un meilleur traitement. Cette catégorie d'impact est importante dans le contexte minier, mais son utilisation demeure controversée en raison de la disparité des résultats obtenus selon les modèles disponibles et, surtout, de l'hypothèse adoptée en ACV voulant que tous les métaux présents soient mobilisés (Giurco et al., 2000). Effectivement, l'ACV évalue les impacts potentiels en supposant que la totalité des émissions contribue à l'impact environnemental et ce, sans tenir compte de la biodisponibilité de ces émissions. Par exemple, les résultats d'une ACV sur le traitement du minerai ont montré une diminution substantielle (par un facteur de plus de 5) des impacts écotoxiques potentiels par le cuivre en intégrant des données plus appropriées sur la mobilité du métal et des anions dans les résidus miniers (Giurco et al., 2000).

De plus, il n'existe aucun consensus quant à la méthode de calcul des impacts écotoxiques potentiels. À cet égard, les modèles de caractérisation actuels doivent être améliorés à trois niveaux :

i) La modélisation du facteur de devenir est adaptée aux substances organiques, et elle est basée sur des paramètres tels que le Kow (coefficient de partition d'une substance entre l'eau et l'octanol, utilisé pour aider à prédire le comportement d'une substance dans un milieu hétérogène comme le sol) et la biodégradation de la substance. Ces paramètres sont généralement moins pertinents pour les métaux où les transferts entre compartiments (eau, sol, air), incluant les processus de spéciation, oxydation et fixation deviennent prépondérants.

ii) Les modèles d'exposition sont généralement négligés pour les écosystèmes. Cependant, dans le cas des métaux, il est important d'identifier la fraction produisant des effets

indésirables. En ce sens, les impacts associés aux émissions de métaux ont tendance à dominer l'analyse pour les méthodes où la totalité des métaux est considérée comme étant biodisponible. Quelques méthodes d'évaluation des impacts ont tenté de résoudre ce problème en estimant la fraction soluble des métaux dans les sols, en utilisant une valeur moyenne des coefficients de partition entre le sol et l'eau (Kd) retrouvés dans la littérature. Toutefois, la variabilité des coefficients Kd en fonction des conditions environnementales, qui est un phénomène bien connu (Sauvé et al., 2000), n'est alors pas prise en compte. Par exemple, des données provenant de 70 études ont menées à des valeurs de Kd pour le zinc couvrant une plage d'environ 5 ordres de grandeur, en raison principalement des différentes valeurs de pH. Le fait de prendre une valeur moyenne peut alors contribuer à augmenter l'incertitude sur le résultat d'impact obtenu. Dans le cadre d'analyses sur la gestion des résidus miniers, il est souhaitable d'ajuster le modèle d'exposition afin qu'il prenne en compte la fraction des métaux qui est réellement disponible et qui contribue à la production d'un effet toxique. Cette problématique fait l'objet des développements de recherche actuels en ACVI.

iii) Les modèles d'effet devraient être fonction de la spéciation des métaux, bien que ça ne soit pas toujours le cas. L'utilisation de tels facteurs d'effet pourrait permettre une meilleure évaluation des impacts toxiques des métaux dans l'ACV.

L'hypothèse voulant que tous les métaux se mobilisent a été appliquée lors de la réalisation de l'étude de cas sur les options de gestion des résidus miniers sulfureux ; ceci a pour effet de surestimer les impacts liés à la toxicité et l'écotoxicité. Cependant, dans ce cas précis, cette surestimation affecte relativement peu les conclusions obtenues, compte tenu du caractère comparatif de l'étude et de l'ampleur des impacts de l'utilisation des terres. L'amélioration de la représentativité des facteurs de caractérisation permettrait néanmoins d'obtenir des résultats plus précis.

Meilleure intégration des aspects temporels dans l'ACV

Tel qu'observé dans cette étude de cas, l'horizon temporel pour lequel les impacts sont considérés peut être déterminant. Cet aspect a été largement discuté dans la littérature sur les sites d'enfouissement, pour lesquels la lixiviation de substances (spécialement les métaux) des déchets peut survenir pendant des milliers d'années (e.g. Finnveden and Nielsen 1999). Ceci pose plusieurs défis, notamment : (1) la difficulté à prédire, avec précision, l'évolution des situations futures (p.ex. taux de lixiviation pour les émissions, durabilité et performance à long terme d'ouvrages d'ingénierie tels que les digues et les recouvrements, taux de récupération pour l'utilisation des terres), (2) l'incertitude face aux impacts des charges environne-

mentales futures (p.ex. émissions, occupation des terres) qui pourraient différer des impacts produits par les charges actuelles, dans un contexte qui pourrait radicalement changer et (3) la décision subjective qui doit être prise relativement aux impacts survenant dans un futur éloigné par rapport aux impacts survenant présentement. Ces défis ne sont pas seulement techniques, mais aussi liés à l'interprétation des résultats.

Conclusion

Le rôle que peut jouer l'industrie minière dans l'ACV des produits dans un objectif de développement durable ne fait aucun doute. L'ACV peut être utilisée comme outil d'aide à la décision afin de minimiser les impacts d'un produit ou service. Dans ce cas, l'implication de l'industrie est essentielle afin d'obtenir des données représentatives. L'industrie minière peut aussi retirer des bénéfices directs par une utilisation de l'ACV, tel que montré dans l'étude de cas présentée ici, qui compare diverses options de gestion de rejets miniers réactifs. Trois objectifs de recherche ont de plus été identifiés pour que l'ACV soit encore mieux adaptée aux besoins de l'industrie minière, afin de générer des résultats plus significatifs. Des travaux sont actuellement en cours pour atteindre ces objectifs, et ce grâce à la participation de l'industrie minière et à la collaboration des universités. Cependant, les lacunes qui existent actuellement ne devraient pas constituer une barrière à l'utilisation de l'ACV. Dans son état présent, la méthode ACV demeure suffisamment représentative pour fournir des informations pertinentes sur les conséquences environnementales des décisions prises par les différents intervenants de cette industrie.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier le personnel de la mine Louvicourt (Aur Ressources) pour leur aide apportée lors de la collecte des données. L'aide reçue de la part de Michel Julien (Golder Associés), Philippe Poirier (SNC) et Bruno Bussière (UQAT) a aussi été grandement appréciée.

Le financement de ce projet a été fourni par les partenaires du CIRAIG (www.ciraig.org) et de la Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT (www.polymtl.ca/enviro-geremi).

Références

Aubertin, M., Bussière, B. et BERNIER, L. (2002). « Environnement et Gestion des Rejets Miniers ». Presses Internationales Polytechnique. Manuel sur CD-ROM.

- Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M. et Bussièrè, B. (2005). « A Feasibility Study on the Use of Desulphurized Tailings to Control Acid Mine Drainage ». *CIM Bulletin*, 98(1087): 74-74.
- DAS, S. (2000). « The Life-Cycle Impacts of Aluminum Body-in-White Automotive Material ». *Journal of the Minerals, Metals and Materials Society*, Vol. 52, Number 8: 41-44.
- DEMERS, I., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M. MBONIMPA, M. et BLIER, A. (2008). « Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage ». *Minerals Engineering*, 21: 317-329
- Durucan, S., Korre, A. et Munoz-Melendez, G. (2006). « Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry ». *Journal of Cleaner Production*, Vol. 14, Number 3: 1057-1070.
- Finnveden, G. et Nielsen, P.-H. (1999). « Long-Term Emissions from Landfills Should Not be Disregarded ». *International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 4, Issue 3: 125-126.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hirschler, R., Nemecek, T., Rebitzer, G. et Spielmann, M. (2005). « The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework ». *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1): 3-9.
- Giurco D.P., Stewart M. et Petrie J.G. (2000). « The Role of LCA in Performance Assessment in Minerals Processing - a Copper Case Study ». *Environmental Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Production*, Singhal & Mehrotra (eds), Rotterdam, 267-73.
- ISO 14040 (2006). « Environmental Management – Life Cycle Assessment– Principles and Framework ».
- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R. 2003. « IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology ». *International Journal of LCA*, 8(6):324-30.
- Milà i Canals, L., Müller-Wenk, R., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R.F., Gaillard, G., Michelsen, O. et RYDGREN, B. (2007). « Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA ». *International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 12, Issue 1: 5-15.
- Norgate TE et Rankin WJ. (2000). « Life Cycle Assessment of Copper and Nickel Production ». In: *Proceedings, Minprex 2000, International Conference on Minerals Processing and Extractive Metallurgy*.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G. et BUSSIÈRE, B. (2006). « The Effect of Water Table Elevation on Acid Mine Drainage from Reactive Tailings: A Laboratory and Numerical Modeling Study ». *7th International Conference on Acide Rock Drainage (ICARD)*. St. Louis MO., ASMR, 10.
- PETERSEN, A.-K., Solberg, B. (2002). « Greenhouse Gas Emissions, Life-Cycle Inventory and Cost-Efficiency of Using Laminated Wood Instead of Steel Construction. Case: Beams at Gardermoen Airport ». *Environmental Science & Policy*, Vol. 5, Issue 2: 169-182.
- REID, C. (2006). « Analyse du cycle de vie d'un parc à résidus miniers ». MS Thesis, École Polytechnique de Montréal.
- Reid, C., Bécaert, V., Aubertin, M., Rosenbaum, R.K. et Deschênes, L. (2009). « Life Cycle Assessment of Mine Tailings Management in Canada ». *Journal of Cleaner Production*, 17(4): 471-479.
- SAUVÉ, S., HANDERSHOT, W. et ALLEN, H. E. (2000). « Solid-solution partitioning of metals in soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter ». *Environ. Sci. Technol.*, 34 (7) 1125-1131.
- SEPPÄLÄ, J., KOSKELA, S., MELANEN, M. et PALPERI, M. (2002). « The Finnish metals industry and the environment ». *Resources, conservation and recycling*, 35: 61-76.
- Stewart M. (2001). « The Application of Life Cycle Assessment to Mining, Minerals and Metals, Report of the MMDS Workshop on Life Cycle Assessment ». New York: MMSD Project of IIED; 2001 9-10 August 2001, October 2001.
- Stewart, M., Hansen, Y. et Petrie, J. (2004). « Critical issues for life cycle impact assessment in minerals processing and metals refining ». *Green Processing 2004 - 2nd International Conference on the Sustainable Processing of Minerals*, Fremantle, Australia.
- Tan R.B.H. et KHOO H. (2005). « An LCA Study of a Primary Aluminium Supply Chain ». *Journal of Cleaner Production*, Vol. 13: 607-618.
- Udo de Haes, H. A., G. Finnveden, M. Goedkoop, M. Hauschild, E. Hertwich, P. Hofstetter, O. Jolliet, W. Klöpffer, W. Krewitt, E. Lindeijer, R. Mueller-Wenk, I. Olsen, D. Pennington, J. Potting et B. Steen (2002). « Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice ». Pensacola (US), Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).
- VAN ZYL, D. (2002). « Towards Improved Environmental Indicators during the Mining Life Cycle ». In: *Ressources naturelles Canada, ed. Analyse du cycle de vie des métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*. Montréal, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET.