Association SystExt
21 ter rue Voltaire
75011 PARIS
contact@systext.org
www.systext.org

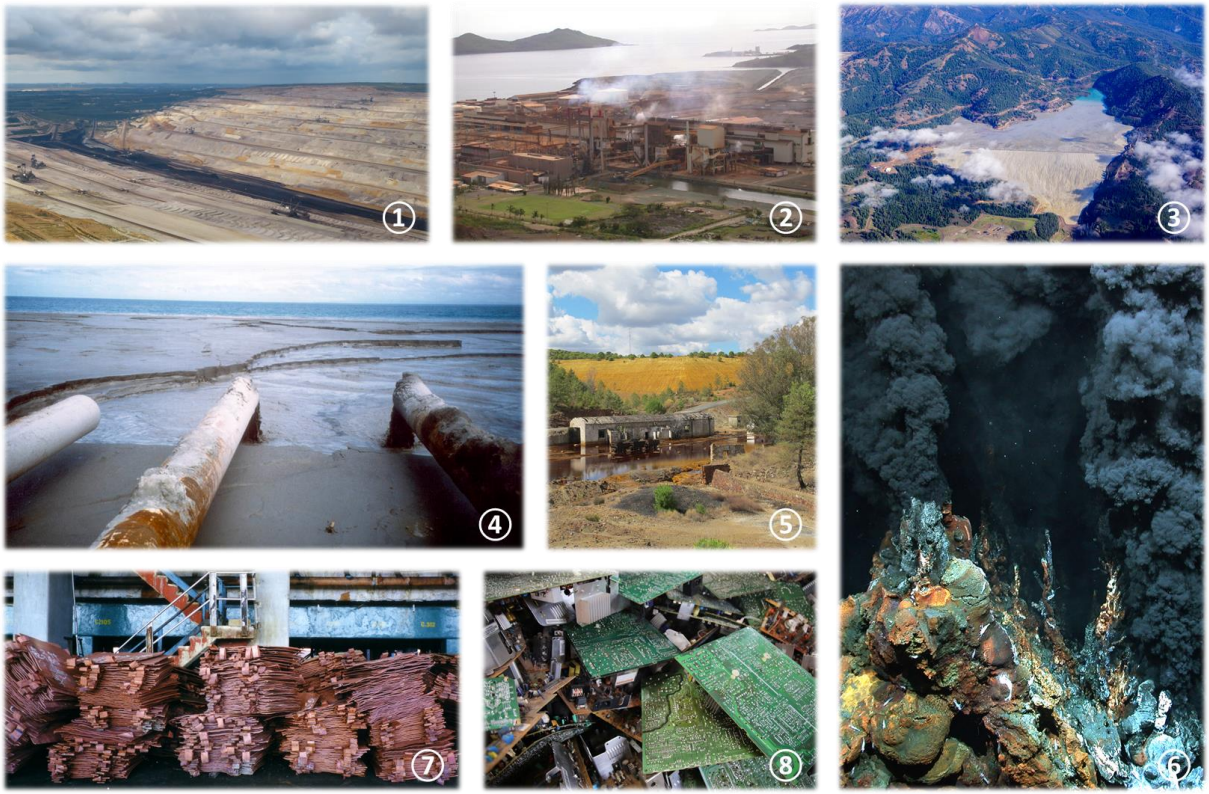
RAPPORT D'ÉTUDE

Controverses minières

Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales

VOLET 1

Analyse argumentée basée sur un retour d'expérience international, portant sur plusieurs sujets d'actualité : Caractère prédateur et dangereux · Techniques minières · Déversements volontaires en milieux aquatiques · Anciens sites miniers



Novembre 2021

► L'association SystExt

SystExt pour « Systèmes extractifs et Environnements » est une association de solidarité internationale, née en 2009 au sein de la fédération Ingénieurs sans frontières (ISF) France. L'association se donne pour objectif d'obtenir la transparence et la démocratisation des enjeux associés aux filières minérales. Elle se concentre sur l'industrie minière et ses impacts humains, sanitaires, sociaux et environnementaux. La spécificité de SystExt réside dans le fait que ses membres soient des professionnels du secteur, ou confrontés à ce secteur dans l'exercice de leur métier. Ses missions s'organisent autour de quatre champs d'action : veille citoyenne, accompagnement de la société civile, sensibilisation, formation et expertise.

► Illustrations page de couverture

① Mine de charbon de Hambach, Allemagne | Clemens Vasters · 2019 · cc by 2.0

② Usine de traitement de nickel de Doniambo, Nouvelle-Calédonie | Tim Waters · 2003 · cc by-nc-nd 2.0

③ Digue de résidus miniers, mine de molybdène de Thompson Creek, Idaho, États-Unis | © Ecoflight

④ Déversement de résidus miniers dans la baie de Calancan, mine d'or de Marcopper, Philippes | © Catherine Coumans, MiningWatch Canada

⑤ Ancienne mine de cuivre-or de Rio Tinto, Espagne | SystExt · 2012 · cc by-sa-nc 3.0

⑥ Fumeur noir à 3 000 m de profondeur au niveau de la dorsale médio-atlantique | MARUM − Zentrum für Marine Umweltwissenschaften, Universität Bremen · 2015 · cc by 4.0

⑦Cathodes de cuivre en Zambie | Merlin · 1999 · cc by-nc 2.0

⑧ Déchets électroniques dans une installation de traitement à Kigali, Rwanda | Rwanda Green Fund · 2017 · cc by-nd 2.0

► Crédits des contenus de ce rapport (sauf si précisé)

SystExt, Novembre 2021, CC BY-NC-SA 3.0 FR
Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Partage dans les Mêmes Conditions 3.0 France

SOMMAIRE

1. Introduction 7

1.1. Origine et objectifs de l'étude 7

1.1.1. Rédaction et défense de la résolution de l'UICN 'Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité' 7

1.1.2. Débat public biaisé par des concepts discutables et la mise à l'écart des réalités minières 8

1.1.3. Objectifs de l'étude 9

1.2. Approche méthodologique et limites associées 11

2. Caractère prédateur et dangereux 13

2.1. L'industrie minière est avant tout celle du déchet dangereux 14

2.1.1. Rareté géochimique et cortège de substances associées 14

2.1.2. Processus de récupération du métal laborieux 17

2.1.3. Consommation des ressources à l'excès 20

2.1.4. Quantités considérables de déchets et d'effluents miniers 22

2.2. Tous les milieux sont dégradés de façon irréversible 27

2.2.1. L'eau : la première victime de la mine 27

2.2.2. Pollution de l'air à toutes les échelles 29

2.2.3. Sols stérilisés 30

2.3. Les violations de droits humains sont récurrentes et alarmantes 31

2.3.1. Mise en danger de la santé et de la sécurité des travailleurs 31

2.3.2. Contamination des milieux de vie 32

2.3.3. Conflits socio-environnementaux 35

2.3.4. Mise en péril des droits des populations autochtones 38

2.3.5. Abus et discriminations répétés contre les femmes 41

2.4. La mine génère des bouleversements socio-économiques 43

2.4.1. Migrations et déplacements de populations 43

2.4.2. Destruction du tissu social et économique 44

2.5. Tous les impacts augmenteront nécessairement 46

2.5.1. Finitude des ressources et limites énergétiques 46

2.5.2. Diminution des teneurs et du nombre de gisements facilement exploitables 47

2.5.3. De plus en plus de minerais complexes et réfractaires 48

2.5.4. Besoins accrus en énergie et en eau 49

2.5.5. Décuplement des impacts humains et socio-environnementaux 51

3. Techniques minières 55

3.1. Les techniques les plus utilisées n'ont pas changé depuis plus d'un siècle 55

3.1.1. De rares innovations techniques, de nombreuses évolutions technologiques 55

3.1.2. Méthodes d'exploitation similaires, mais dont la productivité a été augmentée 56

3.1.3. Principales innovations pour le traitement du minerai datant du XIX^{ème} siècle 57

3.1.4. Pas d'évolution majeure dans le traitement du minerai au XX^{ème} et au XXI^{ème} siècle 58
3.2. Les techniques « novatrices » présentent des risques équivalents voire accrus 64
3.2.1. Foudroyage par blocs ou *block-caving* 64
3.2.2. Mines à déplacement de sommet ou *mountain top removal mining* 68
3.2.3. Exploitation par décapage ou *strip-mining* 71
3.2.4. Lixiviation en tas ou *heap leaching* 75
3.2.5. Lixiviation in situ ou *in-situ leaching* 79
3.3. Si des innovations existent actuellement, elles concernent la numérisation et le « zéro émission » 84
3.3.1. Culture d'entreprise évitant l'innovation 84
3.3.2. Industrie minière 4.0 et « zéro émission » 85

4. Déversements volontaires en milieux aquatiques 89
4.1. Cette « gestion » des déchets miniers a des conséquences désastreuses 90
4.1.1. Déversements en rivière ou *riverine tailings disposal* 90
4.1.2. Déversements en mer ou *marine tailings disposal* 93
4.1.3. Pratique historique et répandue à l'international 96
4.2. Les déversements font partie intégrante du fonctionnement du site 102
4.2.1. Méthode de gestion des résidus à part entière 102
4.2.2. Mise en exergue des risques naturels pour dissimuler des raisons économiques 105
4.2.3. Recherche scientifique et « optimisation » des procédés de déversement 105
4.2.4. Non prise en compte des coûts sociaux et environnementaux 106
4.3. Le recours à cette méthode n'est pas ou peu règlementée 107
4.3.1. Limites du protocole de Londres 107
4.3.2. Pas de principe de précaution même en cas de ratification 108
4.3.3. Faiblesse des règlementations nationales 109
4.4. Il faut interdire cette pratique de toute urgence.....111

5. Anciens sites miniers..... 113
5.1. La situation des anciens sites miniers est catastrophique.....113
5.1.1. Nombre incalculable d'anciens sites miniers dans le monde 113
5.1.2. Mines abandonnées et orphelines 113
5.1.3. Impacts environnementaux et sanitaires graves 114
5.2. Il n'y a pas de retour possible à l'état initial 116
5.2.1. Mises en sécurité dérisoires..... 116
5.2.2. Pollutions persistantes et ingérables..... 116
5.2.3. Méthodes de réhabilitation faibles..... 117
5.2.4. Retour impossible à l'état initial..... 121
5.3. Les démentiels coûts de gestion incombent au contribuable 123
5.3.1. Garanties financières très insuffisantes 123
5.3.2. Coûts le plus souvent supérieurs aux bénéfices tirés par l'exploitation..... 124

5.3.3. Prise en charge quasi-systématique par les États et les citoyens 126
5.4. Les « fausses excuses » pour ne pas réhabiliter 127
5.4.1. Préserver une éventuelle nouvelle ressource 127
5.4.2. Préserver un patrimoine industriel et/ou géologique 129
5.4.3. Préserver des habitats uniques et rares pour la biodiversité 130
5.4.4. Préserver des laboratoires de recherche scientifique 130
5.5. La réhabilitation doit être améliorée et systématiquement réalisée 132

6. Conclusion 133

6.1. Industrie intrinsèquement prédatrice et dangereuse 133
6.2. Deux postures : inertie et gigantisme 134
6.3. Déversement : la technique de gestion des déchets miniers la plus polluante et destructrice qui soit 135
6.4. Abandon de millions d'anciens sites miniers dans le monde 135

1. Introduction

1.1. Origine et objectifs de l'étude

1.1.1. Rédaction et défense de la résolution de l'UICN 'Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité'

Si l'industrie minière constitue l'une des principales menaces pour l'environnement et la biodiversité, elle est paradoxalement **peu présente au sein des espaces internationaux dédiés à la conservation et à la protection de la nature**. C'est ce constat qui a conduit SystExt et le Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)[1] à se lancer, dès décembre 2018, dans la rédaction d'une motion (n°067), destinée à être adoptée au Congrès mondial de l'UICN.

Dans cette motion, SystExt a souhaité défendre plusieurs principes qu'elle considère fondamentaux :

- Reconnaissance des impacts dramatiques des activités minières et de leur aggravation ;
- Interdiction des pratiques les plus dangereuses ;
- Durcissement des règlementations nationales et internationales ;
- Réduction de la consommation minérale et métallique ;
- Diminution de la dépendance aux ressources « primaires » (c'est-à-dire directement issues de la mine).

Durant un long processus de consultation des membres de l'UICN qui a duré presque 2 ans, de novembre 2019 à septembre 2021, plusieurs dizaines de commentaires ont été déposés sur la motion n°067 par des représentants d'agences gouvernementales françaises et à l'international. SystExt a constaté que la majorité d'entre eux minimisait voire méconnaissait la gravité des dommages de l'industrie minière et insistait sur des bonnes pratiques et des savoir-faire techniques qui permettraient de se prémunir des risques. Voici par exemple l'un des commentaires déposés : « *There is an agreed point that practices that can lead to harm of humans and nature have to be stopped. However, generalities lead to a distorted view and practices should not be stigmatised. On the contrary, techniques have to be assessed regarding their compatibility to each site and ensuring the use of the best available techniques.* »[2] D'autres exemples seront présentés dans la suite du rapport.

Au début de l'année 2020, SystExt a donc décidé de rédiger un dossier argumenté, en prévision des débats qui se tiendraient en septembre 2021 lors du Congrès de l'UICN. **C'est le point de départ de la présente étude**.

---

[1] L'**Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)** est une union composée de gouvernements, d'organisations de la société civile et d'organisations de peuples autochtones. Créée en 1948, l'UICN s'est agrandie au fil des ans pour devenir le réseau environnemental le plus important et le plus diversifié au monde. Elle regroupe actuellement 1 400 membres issus de 170 pays et s'appuie sur les compétences de plus de 16 000 experts. Il s'agit de l'autorité mondiale en matière de conservation de la nature. L'UICN met ainsi en place des programmes mondiaux sur, par exemple : les espèces (cf. liste rouge des espèces menacées), les aires protégées, ou les sites du Patrimoine mondial de l'UNESCO (où l'UICN conseille l'UNESCO pour ses sites du Patrimoine mondial naturel).

[2] Traduction proposée par SystExt : « *Il y a un consensus sur le fait qu'il faille mettre un terme aux pratiques susceptibles de nuire à l'homme et à la nature. Cependant, les généralités peuvent conduire à une vision déformée et les pratiques ne doivent pas être stigmatisées. Au contraire, les techniques doivent être évaluées en fonction de leur compatibilité avec chaque site et en veillant à l'utilisation des meilleures techniques disponibles.* »

Lors du Congrès mondial de l'UICN qui s'est tenu en septembre 2021 à Marseille, **SystExt s'est basée sur les données de la présente étude pour contre-argumenter de nombreuses assertions discutables, voire fausses, des opposants à la motion**.

Le 10 septembre 2021, l'Assemblée des membres de l'UICN a voté à la quasi-unanimité en faveur de la motion n°067 'Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité', devenue la résolution WCC 2020 Res 121 (UICN, 2021).

1.1.2. Débat public biaisé par des concepts discutables et la mise à l'écart des réalités minières

Ce que SystExt a entendu lors des débats précédents est finalement à l'image de ce qui est soutenu et répété dans l'espace public actuellement. En effet, **la mine et les métaux occupent une part grandissante du débat public en France et SystExt constate que le phénomène s'est accéléré depuis 2 à 3 ans**. Alors que ces deux questions étaient jusqu'alors invisibles, elles animent désormais journalistes, représentants industriels et décideurs politiques, jusqu'au Président de la République, qui s'est très récemment prononcé en faveur de l'exploration des fonds marins.

Métaux rares, substances indispensables à la transition, exploitation zéro émission, techniques minières modernes, technologies intelligentes, impacts positifs sur la biodiversité, standards internationaux contraignants, nouvelles frontières extractives... Ces nouveaux concepts sont de plus en plus mis en avant tant dans l'espace public que dans les espaces plus spécialisés des géosciences et de l'industrie minérale. À titre d'illustration, voici l'extrait d'une émission radio récente (France Culture, 05/03/2021) :

> « Deux écueils quand on parle de mines et de réouverture de mines en France, le premier écueil, c'est de parler de Germinal. [...] Or, bien évidemment que **on fait beaucoup mieux aujourd'hui. Les réglementations sont devenues telles que on ne peut pas ouvrir une mine et l'exploiter dans les conditions [...] du XX^{ème} siècle, *a fortiori* du XIX^{ème}**. [...]
> [...] un autre écueil est de penser qu'on va faire du "green" minerai [...], ça non plus ce n'est pas possible, ça n'existe pas. En revanche, on peut faire beaucoup mieux, on peut cesser d'ouvrir des mines à ciel ouvert, on peut développer **ce qu'on appelle le 'smart-mining', la mine intelligente, davantage robotisée, plus économe en électricité**, etc. Donc, on peut faire mieux, en tous cas moins mal que par le passé, sans complètement effacer, naturellement, le coût indélébile d'une cicatrice dans le sol. »[3]

Pourtant sur le terrain, rien ne change. Les nombreuses associations nationales et locales qui travaillent dans le monde entier sur les questions minières s'inquiètent au contraire de l'aggravation des impacts humains, sanitaires, environnementaux, sociaux. Leurs alertes sont corroborées par le monde académique qui multiplie les travaux de recherche sur les contaminations étendues des masses d'eau, la prévalence des pathologies dans les régions minières, la multiplication des atteintes aux droits humains, les implications minérales des transitions énergétiques et numériques, les limites des démarches sociales et environnementales mise en avant par les compagnies minières... Mais ces études et ces retours d'expérience ne sont que peu visibles du grand public et ne se traduisent donc pas, quant à eux, en des concepts et des images intelligibles, au contraire de ceux évoqués précédemment. **Ces faits n'atteignent pas l'espace public**.

En France en particulier, **la communication sur les questions minières dans l'espace public a donc vécu une transformation radicale : de la non-information à la désinformation**.

[3] Extraits de 2 interventions de Guillaume PITRON dans l'émission "*Entendez-vous l'Éco*" de Tiphaine de Rocquigny, 1er extrait à 36'12'' et 2nd extrait à 36'40''.

1.1.3. Objectifs de l'étude

Ces « nouveaux concepts » sont issus de stratégies de communication des compagnies minières qui prétendent développer leur activité avec les meilleures performances sociales et environnementales, appuyées par les gouvernements qui prétendent requérir le plus haut niveau d'exigence sur ces questions. Cependant, la réalité est tout autre.

Cette inadéquation entre le discours des entreprises minières et la réalité est mise en exergue par de nombreux chercheurs, dont voici quelques citations :

> « Despite a positive response from the industry at the time of the MMSD[4], **company sustainability strategies continue to be poorly conceived and under resourced** [...]. In the early period following the MMSD, Jenkins (2004) drew attention to the need for mining companies to understand the complex nature of the communities in the settings in which they operate. More than a decade on, Kemp and Owen (2018) argue that this understanding is too often absent. »[5] (Valenta, et al., 2019, p. 818)

> « **Despite increased commitment to sustainable development (SD) by parts of the mining industry, which includes responsible water management and respect for human rights**, these themes are being addressed along parallel but largely disconnected tracks. We argue that failing to adequately understand this intersection not only flies in the face of corporate commitments to SD, but **may also increase the social and human rights risks that mining poses to local communities**. »[6] (Kemp, et al., 2010, p. 1553)

> « **The social function in mining is in a serious state of decline**. One possible reading is to suggest that following decades of investment, the industry is simply reverting to a pre-MMSD arrangement. This is a difficult proposition to accept given that the expectations, networks and complexities in which mining projects are nested have each evolved markedly over the last two decades. »[7] (Kemp & Owen, 2018, p. 498)

Dans cette étude, SystExt se propose, non pas de dénoncer des manœuvres de *greenwashing* (qui ne sont d'ailleurs pas l'apanage de cette industrie) mais d'alerter les citoyens sur l'écart grandissant entre cette communication et les réalités humaines et environnementales. **Pendant que certains observateurs s'interrogent sur la conceptualisation de la mine responsable, les impacts sanitaires et environnementaux de l'industrie minière ne cesser d'augmenter à travers le monde**.

---

[4] Le *Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD) Project* est présenté comme un projet de recherche visant à augmenter les performance sociales et environnementales de l'industrie minière afin qu'elle s'inscrive dans les défis de la transition et du développement durable.

[5] Traduction proposée par SystExt : « *Malgré une réaction positive de l'industrie à l'époque du MMSD, les stratégies de durabilité des entreprises continuent d'être mal conçues et d'être faiblement financées [...]. Au début de la période qui a suivi le MMSD, Jenkins (2004) a attiré l'attention sur la nécessité pour les entreprises minières de comprendre la nature complexe des communautés dans les milieux dans lesquels elles opéraient. Plus de dix ans plus tard, Kemp et Owen (2018) affirment que cette compréhension est trop souvent absente*. »

[6] Traduction proposée par SystExt : « *Malgré l'engagement accru de certaines parties de l'industrie minière pour le développement durable (DD), incluant la gestion responsable de l'eau et le respect des droits de l'homme, ces thèmes sont abordés selon des voies parallèles mais largement déconnectées. Nous soutenons que le fait de ne pas pleinement comprendre cette interconnexion va non seulement à l'encontre des engagements des entreprises en matière de DD, mais peut également accroître les risques sociaux et les risques liés aux droits de l'homme que l'exploitation minière fait courir aux communautés locales.* »

[7] Traduction proposée par SystExt : « *La fonction sociale de l'industrie minière est dans un état de déclin sérieux. Une lecture possible est de suggérer qu'après des décennies d'investissement, l'industrie revient simplement à une situation antérieure au MMSD. Cette proposition peut être difficile à accepter étant donné que les attentes, les réseaux et les complexités dans lesquels les projets miniers sont imbriqués ont tous évolué de manière significative au cours des deux dernières décennies.* »

Les principaux objectifs de cette étude sont :

- **Réaliser un état de l'art des connaissances sur les sujets qui font l'objet de la communication la plus soutenue, tels que l'évolution de techniques minières ou encore les meilleures pratiques disponibles ;**
- **Rendre accessibles ces données techniques pour alimenter le débat public ;**
- **Dénoncer la gravité de la situation, concernant en particulier les pratiques inacceptables de l'industrie minière, et les perspectives alarmantes à moyen-terme et long-terme.**

Ainsi les six sujets retenus pour le premier volet de ce rapport sont : (1) caractère prédateur et dangereux, (2) techniques minières, (3) déversements volontaires en milieux aquatiques, (4) anciens sites miniers

Un second volet sera publié ultérieurement et traitera de quatre autres sujets : (5) meilleures pratiques disponibles, (6) exploitation minière en eaux profondes, (7) mine secondaire, (8) dépendance minérale.

L'objectif de cette étude n'est pas d'émettre des recommandations sur chacun de ces sujets. Il s'agit plutôt de mettre à disposition du plus grand nombre les données et informations permettant une prise de conscience et de position collective. **Compte-tenu de la gravité des faits qui sont exposés et de l'importance de ces questions dans nos sociétés, des mesures doivent être prises de toute urgence**.

1.2. Approche méthodologique et limites associées

La présente étude porte exclusivement sur la **mine industrielle** qu'il est possible de définir comme une activité formelle et règlementée impliquant l'utilisation de technologies modernes à grande échelle pour extraire et traiter des minerais utiles du sous-sol (La Banque Mondiale, 2019). L'OCDE (2016) a construit quant à elle cette définition par opposition à la mine artisanale et à petite-échelle, définies comme des « *opérations minières formelles ou informelles mettant en œuvre essentiellement des formes simplifiées d'exploration, d'extraction, de traitement du minerai et de transport* » (traduction)[8], en général à faible intensité de capital et à forte intensité de main d'œuvre.

Ce choix est tout d'abord basé sur le fait que **la mine industrielle produit l'essentiel des matières premières minérales dans le monde**. En effet, celle-ci représente 88 % de la production globale de métaux, 69 % des minéraux industriels et 80 % du charbon (Lottermoser, 2010). De plus, la communication controversée décrite précédemment fait systématiquement référence au secteur industriel et à ses capacités à mettre en œuvre les standards et meilleures pratiques (La Banque Mondiale, 2019, p. 4) :

> « Modern LSM [Large-Scale Mining] is being conducted at increasingly larger scales. One of the driving factors behind this development is that operations are becoming ever more mechanized and efficient, which means that lower grade and larger deposits may be mined and that more stringent environmental and social requirements **make it more difficult for small operators to achieve the level of performance required**. »[9]

Cette étude porte exclusivement sur le secteur minier, à savoir l'exploitation des métaux, des métalloïdes, des matières premières minérales énergiques (charbon, uranium) et des gemmes (diamants, rubis, etc.).

S'agissant de filières nécessairement mondialisées, leur étude requiert des recherches à l'échelle internationale, d'où le choix de ne pas se focaliser sur un pays, mais au contraire de **rendre compte de la situation dans des dizaines de pays, sur tous les continents**.

Les recherches ont été réalisées majoritairement dans : (1) des revues scientifiques, (2) des livres de référence, (3) des presses spécialisées (en géologie, en techniques et technologies, en économie, en sociologie, en géographie, etc.), (4) des rapports et des publications d'acteurs de la société civile spécialisés dans les impacts de l'industrie minière. La quasi-totalité des sources retenues concerne des **travaux de recherche avec évaluation par les pairs** (*peer review* en anglais). **Plus d'un millier de sources documentaires ont été étudiées**. Parmi elles, celles utilisées dans ce rapport sont sourcées et référencées en fin du présent document.

[8] « *Large-Scale Mining (LSM) […] LSM refers to gold mining operations that are not considered to be artisanal or small-scale mining*. » (OCDE, 2016, p. 69). « *Artisanal and Small-scale Mining (ASM) – formal or informal mining operations with predominantly simplified forms of exploration, extraction, processing, and transportation. ASM is normally low capital intensive and uses high labour intensive technology*. » (OCDE, 2016, p. 65)

[9] Traduction proposée par SystExt : « *L'exploitation minière à grande échelle se fait aujourd'hui à des échelles de plus en plus grandes. L'un des facteurs de cette évolution est que les opérations sont de plus en plus mécanisées et efficaces, ce qui signifie que des gisements de plus grande taille et de plus faible teneur peuvent être exploités et que des exigences environnementales et sociales plus strictes rendent plus difficile pour les petits exploitants d'atteindre le niveau de performance requis*. »

Par les langues dans lesquelles SystExt a réalisé ses recherches (anglais, français, espagnol), les publications trouvées concernent davantage l'Europe, l'Amérique Latine, l'Amérique du Nord, l'Afrique et l'Océanie. De plus, SystExt n'a eu accès qu'à des données accessibles au public.

L'industrie minérale est variée, elle regroupe des centaines de métaux et minéraux, des milliers de produits marchands, des dizaines de milliers d'acteurs économiques, des centaines de milliers de sites miniers (fermés, en exploitation, ou en proposition) … Mais **cette hétérogénéité n'empêche pas de dresser des généralités qui concernent le secteur dans son ensemble ou au moins une part très majoritaire de celui-ci**. C'est cette approche qui a été retenue ici, **en présentant des données valables pour le secteur en général**. Aussi, SystExt ne prétend pas à l'exhaustivité des sujets traités, compte-tenu du très grand nombre de problématiques abordées et d'enjeux techniques soulevés.

L'étude s'est déroulée sur deux ans et a été conduite par les membres de SystExt, plus précisément par une salariée et 15 membres bénévoles.

2. Caractère prédateur et dangereux

Pour rappel, à l'occasion du Congrès mondial de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) qui s'est tenu en septembre 2021, SystExt et le Comité français de l'UICN ont défendu la résolution WCC 2020 Res 121 FR « *Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité* » (UICN, 2021). Celle-ci reconnaît que l'exploitation minière est l'une des industries ayant le plus fort impact sur l'environnement et invite les États à mieux règlementer cette activité[10]. Au cours des débats qui se sont tenus dans ce cadre, certains représentants d'agences gouvernementales ont souhaité minimiser l'importance de cette question en expliquant que « *comme toutes les industries, l'activité minière peut avoir des impacts* » ou encore qu' « *il n'est pas approprié de généraliser et de prétendre que toutes les activités minières sont à l'origine de pratiques socialement et écologiquement désastreuses* ».

Dans ce chapitre, SystExt démontre que **l'industrie minière n'est pas comme les autres industries, du fait de la gravité des dommages humains, environnementaux et sociaux qu'elle occasionne, le plus souvent irréversibles, et de son emprise temporelle et géographique à l'échelle internationale**. Tel que cela est expliqué par la suite, sa principale caractéristique est d'être une industrie extrêmement polluante, qui relargue des quantités considérables de substances toxiques, principalement des métaux et métalloïdes. Aux États-Unis, par exemple, ce secteur est le premier pollueur du pays selon l'Agence de protection environnementale américaine (US EPA) (Kuipers, 2003, p. 3) :

> « The EPA also ranks the mining industry as the **nation's top toxic polluter**, reporting more toxic releases annually than any other industry sector. »

L'objectif du présent chapitre est de mettre en lumière les points-clés qui permettent de comprendre pourquoi, encore aujourd'hui : « *dans la plupart des pays du monde* [...] *l'activité minière reste largement une activité prédatrice* » (Deshaies, 2007, p. 7).

[10] « SACHANT que l'exploitation minière est considérée comme l'une des industries ayant le plus fort impact sur la nature en raison des dommages importants qu'elle cause aux écosystèmes […] 2. INVITE les États à réglementer plus efficacement ces activités de prospection, d'extraction et de traitement sur leur territoire par une réglementation internationale et par la mise en œuvre effective de réglementations nationales et/ou locales. […] » (UICN, 2021)

2.1. L'industrie minière est avant tout celle du déchet dangereux

2.1.1. Rareté géochimique et cortège de substances associées

Dans l'espace public et médiatique, certains métaux sont aléatoirement qualifiés de « stratégiques »[11], « critiques »[12] ou encore « rares », créant une forme de hiérarchie entres ceux-ci et les autres. Cependant, **la plupart des métaux sont des substances rares** puisque leur abondance moyenne dans la croûte terrestre est généralement très faible (*Tableau 1*), exception faite de l'aluminium (Al), du fer (Fe), du magnésium (Mg), du titane (Ti) et du manganèse (Mn) (Skinner, 1979).

Certes, ils se concentrent dans des gisements mais les quantités restent très faibles. Le *Tableau 1* fournit les teneurs moyennes des gisements exploités pour certains métaux. Si les cinq métaux listés ci-dessus présentent des teneurs élevées, pour les autres substances métalliques, **les teneurs dans les gisements sont généralement de l'ordre du pourcent ou du dixième de pourcent**. Quant aux métaux précieux comme l'or (Au), l'argent (Ag) ou le platine (Pt), les teneurs s'expriment en gramme par tonne (g/t), signifiant qu'il sera nécessaire d'extraire et de traiter une tonne de roche pour récupérer quelques grammes de métal.

Métal	Teneur moyenne dans la croûte terrestre (ct)	Teneur moyenne dans les gisements exploités
Fer (Fe)	5 % (2ème élément le plus abondant de la ct)	30 à 66%
Aluminium (Al)	8 % (élément le plus abondant de la ct)	25 à 30% Al[13]
Plomb	16 g/t	1 à 12 %
Nickel (Ni)	75 g/t	1 à 3%
Tungstène (W)	1.5 g/t	0.3 à 2 %
Cuivre (Cu)	55 g/t	0.3 à 2 %
Uranium (U)	3 à 4 g/t	0.1 à 0.3 %
Lithium (Li)	20 g/t	0.05 à 0.15 % (dans les salars)
Argent (Ag)	0.075 g/t	Quelques dizaines à quelques centaines de g/t
Platine (Pt)	0.005 g/t	0.0003% à 0.0015% (3 to 15 g/t)
Or (Au)	0.005 g/t	0.0001% (1 g/t)

Tableau 1 : Teneurs moyennes des gisements exploités dans le monde pour certains métaux ; d'après L'Élémentarium (lelementarium.fr

SystExt remarque d'ailleurs que lorsqu'il est fait mention de métaux « rares » dans l'espace public, l'or (Au) et l'argent (Ag) ne sont pas évoqués, alors qu'ils font partie des métaux les moins abondants de la planète.

Dans les gisements, **les métaux ne se présentent pas sous forme pure**. Ils s'associent avec d'autres éléments comme de l'oxygène, du soufre, du carbone… et forment des minéraux (oxydes, sulfures, carbonates…). Dans le minerai, ces minéraux dits « d'intérêt » (car ils portent le métal recherché), sont imbriqués avec d'autres minéraux. Ainsi, un **minerai contient une (ou plusieurs) substance(s) d'intérêt mais aussi de nombreuses autres substances**.

[11] Un **métal stratégique** peut se définir comme un métal indispensable à la politique économique d'un État, à sa défense ou à sa politique énergétique. (Labbé, 2017)

[12] Un **métal critique** peut se définir comme un métal pouvant entraîner des impacts industriels ou économiques négatifs importants liés à un approvisionnement difficile. Sa criticité dépend donc principalement de deux paramètres : les risques sur les approvisionnements et son importance économique. (Labbé, 2017)

[13] Pour l'aluminium, les teneurs sont fournies en pourcentage d'alumine (Al_2O_3) et non d'aluminium (Al). SystExt a réalisé une conversion pour proposer une valeur équivalente en quantité d'aluminium contenu.

Ainsi, pour un métal exploité, il est possible de prédire les **métaux « associés » les plus probables**, tel que représenté sur la *Figure 1*. Chaque métal principal représenté au centre de la roue (or (Au), aluminium (Al), titane (Ti), etc.) peut être associé à un **co-produit, c'est-à-dire une substance associée pouvant être vendue avec la substance principale**. Sur la *Figure 1*, l'échelle des co-produits s'étend de 0 % à 100 %, selon la part de la production globale de cette substance. À titre d'exemple, la production de cobalt (Co) provient à hauteur d'environ 50 % des mines de cuivre (Cu) et à hauteur d'environ 50 % des mines de nickel (Ni). Les quelques pourcents restant (environ 2 %) proviennent de la seule mine de cobalt (Co) au monde à Bou-Azzer, au Maroc (Source : L'Élémentarium, fiche cobalt). Autre exemple, la quasi-totalité du gallium (Ga) provient des mines d'aluminium (Al), il n'existe d'ailleurs pas de mine de gallium (Ga) en tant que tel. Sur l'anneau extérieur (au-delà de 0%) se trouvent les **substances associées qui sont le plus souvent émises dans les rejets et les effluents**.

Si ces chiffres sont valables à l'échelle globale, ils varient en fonction des sites miniers. Ainsi, à cette échelle, plus un métal est proche du centre de la roue, plus il a de chance d'être récupéré comme co-produit, plus il est proche de l'anneau extérieur, plus il risque d'être rejeté dans les effluents et les déchets miniers (Nassar, et al., 2015).

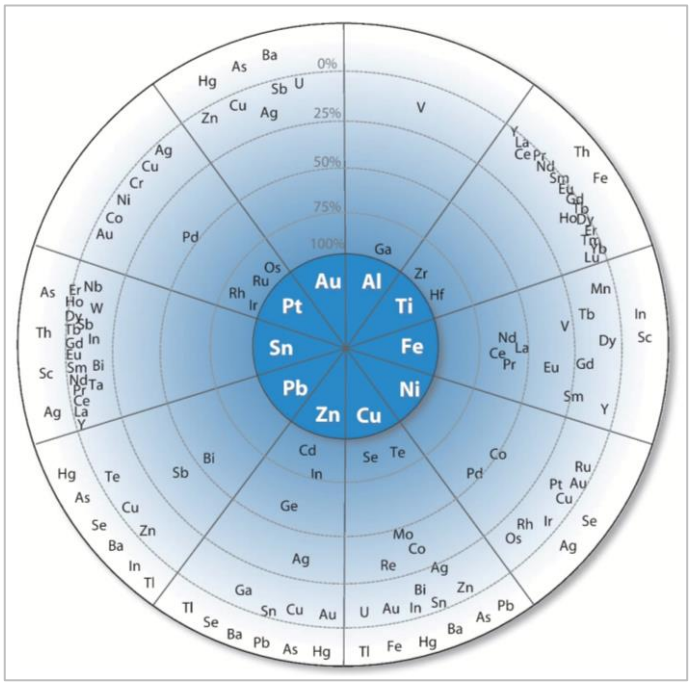


Figure 1 : Roue de la complémentarité des métaux, représentant, pour certains des principaux métaux, les co-produits possibles ainsi que les substances associées qui sont le plus souvent émises dans les rejets et les effluents ; tiré de (Nassar, et al., 2015, p. 3)

Cette roue est fondamentale pour prendre conscience de **l'une des problématiques majeures de l'industrie minérale : son potentiel de mobilisation et de relargage de métaux et métalloïdes.** Exploiter une mine d'or permet certes de produire de l'or (Au) et de l'argent (Ag) (qui est un co-produit fréquent des filières aurifères) mais implique de prendre le risque de libérer de l'uranium (U), de l'antimoine (Sb), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du baryum (Ba), de l'arsenic (As) et du mercure (Hg)[14].

[14] Bien que toutes ces substances ne soient pas systématiquement associées aux minerais d'or de toutes le mines du monde, il s'agit de celles qui sont fréquemment rencontrées. Par ailleurs, il n'est pas rare que d'autres métaux accompagnent les gisements aurifères, tels que : le plomb (Pb), le cadmium (Cd) ou le bismuth (Bi).

Or, parmi les substances associées qui sont le plus souvent émises dans les rejets et les effluents, se trouvent des **éléments particulièrement toxiques pour la santé humaine ou pour toute forme de vie, tels que : l'arsenic (As), l'antimoine (Sb), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), et le chrome hexavalent[15] (Cr^{6+})** (Briffa, et al., 2020). Les quatre dernières substances sont définies comme « dangereuses » par la Directive européenne RoHS[16] (Directive 2011/65/EU du 08/06/2011).

Concernant les émissions de mercure, les mines d'or artisanales ont toujours été traitées prioritairement, compte tenu de la gravité des conséquences sanitaires et environnementales liées à l'usage de cette substance pour l'amalgamation[17]. De façon corollaire, le secteur minier industriel a longtemps été relayé au second plan. Cependant, une étude en cours de réalisation par le Programme des Nations unies pour l'environnement démontre que le secteur minier industriel constitue une source majeure des émissions de mercure dans l'environnement (*voir encadré ci-dessous*) (UNEP Global Mercury Partnership & UNEP, 2021).

Les émissions de mercure du secteur minier industriel : une problématique majeure et sous-étudiée (UNEP Global Mercury Partnership & UNEP, 2011)

En 2019, le Programme des Nations unies pour l'environnement et l'UNEP Global Mercury Partnership ont initié une étude sur le mercure provenant du secteur minier industriel. Ils ont publié un premier rapport en version intermédiaire en avril 2021 **(UNEP Global Mercury Partnership & UNEP, 2021)**.

Tel que présenté dans la roue de la complémentarité des métaux (*Figure 1 précédente*), le mercure est une substance souvent associée aux gisements d'or (Au), de cuivre (Cu), de plomb (Pb) et de zinc (Zn). Les auteurs du rapport ajoutent le manganèse (Mn), l'aluminium (Al), le nickel (Ni). Ainsi, le mercure en tant que co-produit des mines de métaux non-ferreux représenterait une **part substantielle de l'approvisionnement mondial en mercure, soit 15 %**.

Le secteur minier industriel serait **le 2ème plus gros émetteur de mercure dans l'air** (14.1 % des émissions globales ; 3.8 % pour la production d'or à grande échelle, 10.3 % pour la production des autres métaux concernés), après la mine artisanale d'or (37.7 %) et devant les centrales à charbon (13.1 %). Le secteur est également responsable d'environ **40 % du total des rejets de mercure dans l'eau** (1/4 provenant des mines d'or à grande échelle), ce qui en fait la 2ème source, après la mine artisanale d'or. Le secteur serait également à l'origine d'une contamination des sols importante, mais cette question reste indéterminée pour le moment.

De façon générale, et dans l'attente des résultats finaux de cette étude, les auteurs notent la nécessité de disposer de données actualisées et d'approfondir cette problématique. En effet, ils insistent sur le fait que l'exploitation de 6 des 7 métaux précédents (Al, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) devrait connaître une croissance considérable dans les 30 prochaines années, et qu'il y a donc un risque que les émissions de mercure associées augmentent tout autant **(UNEP Global Mercury Partnership & UNEP, 2021, p. 11)** : « *Should no controls be in place, the non-ferrous sector has the potential to make significant and growing contributions to mercury emissions and releases to the global cycling of mercury*. »[18].

[15] Le chrome hexavalent (ou chrome VI) est le 6ème état d'oxydation du chrome, le chrome III étant la forme la plus répandue et la plus stable. Il s'agit d'une substance toxique, classée comme cancérogène, mutagène et reprotoxique. Dans l'industrie minérale, cette substance peut constituer une problématique sanitaire et environnementale au niveau des mines de chromite et des sites de production de ferrochrome (MiningWatch Canada, 2012b).

[16] RoHS est l'acronyme de l'anglais « *Restriction on the use of certain Hazardous Substances* » pour « Limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses ». La Directive vise à limiter l'utilisation de certaines substances dangereuses dans différents types d'équipements électriques et électroniques neufs.

[17] L'amalgamation consiste à allier l'or (et l'argent) avec du mercure et à décomposer l'alliage (25 à 50 % d'or) par distillation du mercure, vers 400-500°C.

[18] Traduction proposée par SystExt : « Si aucun contrôle n'est mis en place, le secteur des métaux non ferreux peut contribuer de manière significative et croissante aux émissions et aux rejets de mercure dans le cycle mondial du mercure. »

Selon Briffa, et al. (2020), l'exploitation et la transformation des métaux est l'une des premières sources de « métaux lourds »[19] dans l'environnement. **Enfin, les métaux et métalloïdes sont des éléments persistants dans l'environnement, sur des échelles de temps centenaires à millénaires**. En effet, comme le rappellent Briffa, et al. (2020), les métaux ne peuvent pas être décomposés et ne sont pas biodégradables. Par exemple, des chercheurs ont montré que les pollutions liées à une rupture de parc à résidus en 2014 (Mount Polley, Canada) pourraient perdurer des milliers d'années dans les sols et les sédiments (Byrne, et al., 2015).

2.1.2. Processus de récupération du métal laborieux

Processus de traitement du minerai complexe et long

Comme précisé dans le paragraphe précédent, les métaux d'intérêt se trouvent à l'intérieur de minéraux, eux-mêmes imbriqués avec d'autres minéraux (*Figure 2*). De plus, les concentrations en métaux d'intérêt sont généralement faibles dans les gisements, de l'ordre du pourcent ou du dixième de pourcent. Une fois extrait du sous-sol, le minerai sera soumis à **traitement afin de récupérer la(les) substance(s) d'intérêt, qui sera nécessairement complexe et long**. Schématiquement, il se déroule en trois étapes : la minéralurgie (ou la concentration), la métallurgie (ou l'extraction chimique) et le raffinage.



Minerai de cuivre, mine de nickel-cuivre-platinoïdes de Norilsk, Russie (James St. John · 2012 · cc by 2.0)



Minerai d'aluminium, bauxite pisolithique, Arkansas, États-Unis (James St. John · 2012 · cc by 2.0)



Minerai d'or (inclus dans les sulfures de fer et de cuivre), mine de Rozalia, Slovaquie (James St. John · 2014 · cc by 2.0)



Minerai de fer, bassin minier du Minas Gerais, Brazil (Eurico Zimbres · 2005 · cc by-sa 2.0)

Figure 2 : Exemples de minerais de cuivre, d'aluminium, d'or et de fer

[19] Les auteurs reconnaissent la nature controversée de cette terminologie et intègrent dans cette catégorie : le titane (Ti), le vanadium (V), le chrome (Cr), le manganèse (Mn), le fer (Fe), le cobalt (Co), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), l'arsenic (As), le molybdène (Mo), l'argent (Ag), le cadmium (Cd), l'étain (Sn), le platine (Pt), l'or (Au), le mercure (Hg) et le plomb (Pb).

La **minéralurgie** (ou concentration) est l'ensemble des procédés de traitement du minerai, permettant de passer du minerai brut (en sortie de mine) au minerai marchand (ou concentré). Plus précisément, elle permet de séparer les minéraux d'intérêt des autres minéraux présents dans le minerai, afin d'obtenir un concentré.

La **métallurgie** (ou extraction chimique) est l'ensemble des procédés de traitement du minerai, permettant d'extraire et de récupérer la substance d'intérêt soit directement depuis un minerai, soit depuis un concentré. Deux types de méthodes métallurgiques peuvent être mises en œuvre : les **méthodes pyrométallurgiques**, basées sur des procédés thermiques, comme le grillage ou la fusion ; et les **méthodes hydrométallurgiques**, qui consistent à mettre en solution un métal et à le récupérer à partir de cette solution.

S'ensuit le **raffinage** qui consiste à retirer les impuretés du métal obtenu après le traitement métallurgique.

La *Figure 3* présente les principales étapes de traitement d'un minerai métallique et les illustre avec l'**exemple du cuivre**.

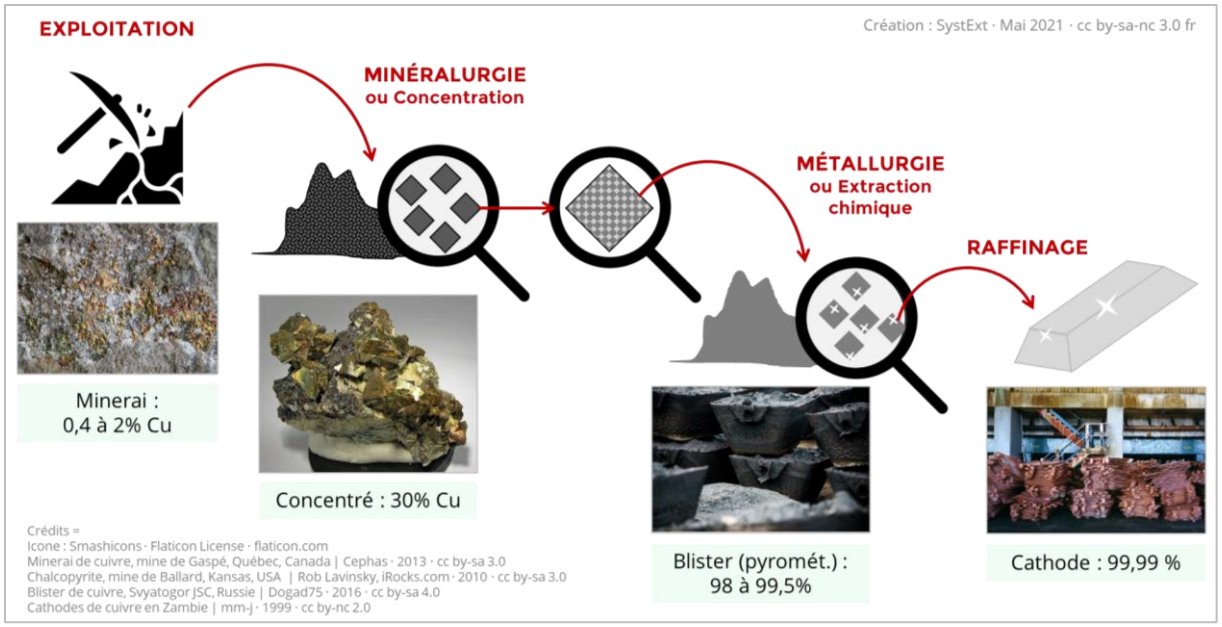


Figure 3 : Représentation schématique des principales étapes de traitement d'un minerai métallique et illustration avec l'exemple du cuivre (SystExt · Mai 2021 · cc by-sa-nc 3.0)

À l'échelle internationale, les minerais exploités présentent des teneurs de 0.4 % à 2 % de cuivre et le minéral d'intérêt est le plus souvent la chalcopyrite[20] ($CuFeS_2$, sulfure de fer et de cuivre). Pour la grande majorité de la filière cuprifère :

- La concentration est réalisée par concassage, broyage puis flottation (*décrite dans § 3.1.4 p. 58*), permettant d'obtenir un concentré à environ 30 % de cuivre ;
- L'extraction chimique est conduite par pyrométallurgie (*voir dans § 3.1.4 p. 58*), permettant d'obtenir un cuivre « grossier », le blister, contenant 98 à 99.5 % de cuivre ;
- Le raffinage est systématiquement réalisé par électrolyse, et produit un cuivre utilisable par l'industrie, sous forme de cathode, contenant 99.99% de cuivre.

[20] Les gisements de sulfures de cuivre, sous forme de chalcopyrite ($CuFeS_2$), de bornite (Cu_5FeS_4), de chalcosine (Cu_2S) etc. représentent 80 % de la production mondiale de cuivre (Source : l'Élémentarium).

La *Figure 4* présente les étapes de traitement qui peuvent être appliquées à un minerai d'or. La plupart du temps, le schéma suivi correspond à celui de l'or « réfractaire » : préparation mécanique (concassage, broyage, tri) puis flottation (voire grillage en complément) puis cyanuration puis fonte puis affinage.

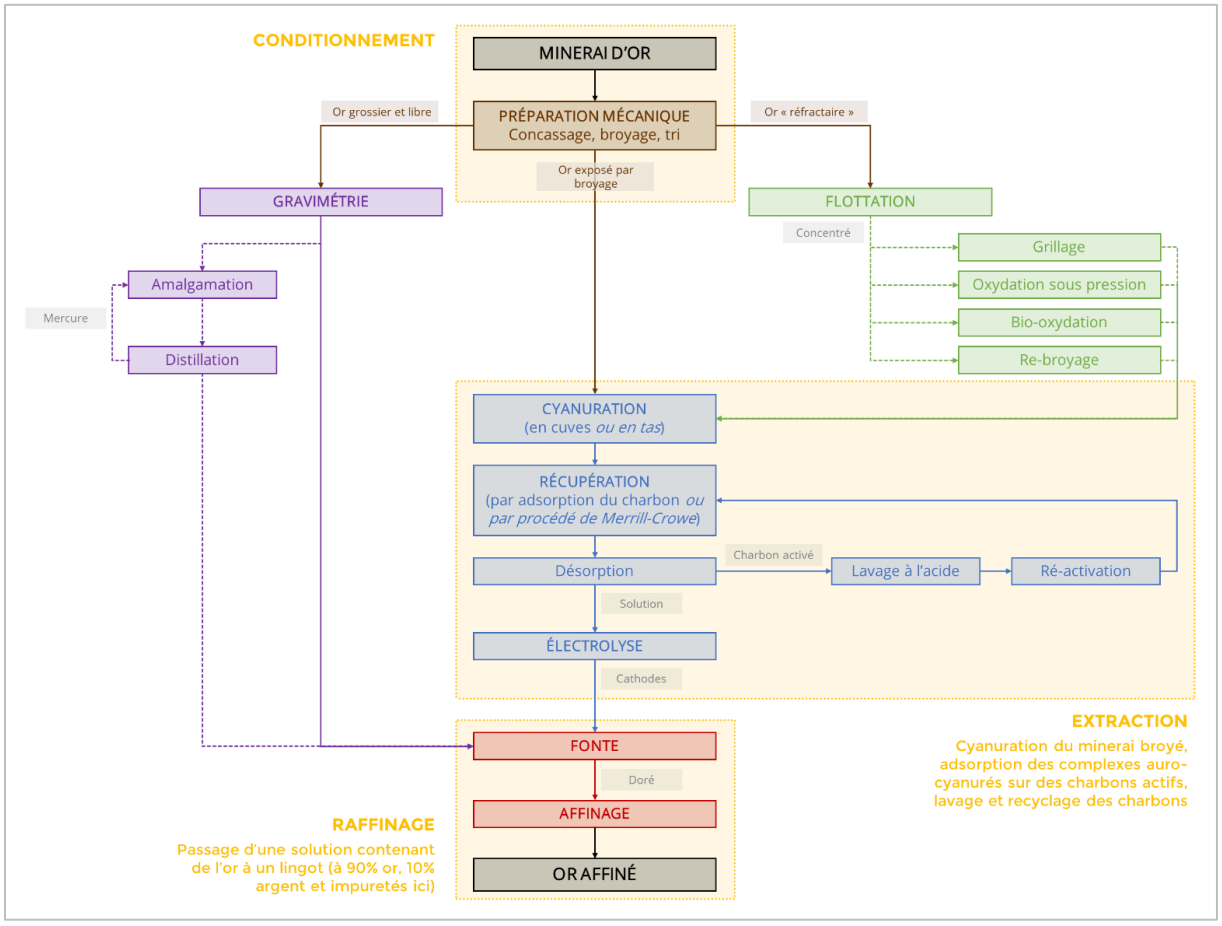


Figure 4 : Étapes de traitement qui peuvent être appliqués à un minerai d'or ; tiré de (SystExt, 2020a)

Usage massif de réactifs chimiques

Les réactifs chimiques sont principalement utilisés lors des étapes minéralurgiques et métallurgiques. Il s'agit notamment des composés suivants[21] (Government of Western Australia) :

- **Acides**, surtout sulfurique, chlorhydrique et nitrique ; très utilisés en hydrométallurgie ;
- **Bases**, surtout la soude ; particulièrement employée pour l'hydrométallurgie de l'aluminium ;
- **Cyanure de sodium**, connu pour son utilisation dans les filières aurifères et argentifères, et moins connu pour son rôle comme réactif dans la flottation de certains métaux[22] ;
- **Xanthates** (sels organiques) indispensable comme réactif dans la flottation (sont de très loin les collecteurs les plus employés) (*voir la section dédiée aux xanthates dans le § 3.1.4 p. 58)*
- **Nitrate d'ammonium** et autres substances utilisées pour le dynamitage, tant dans les travaux miniers souterrains qu'à ciel ouvert.

[21] Remarque : comme d'autres secteurs industriels employant des véhicules (lourds et légers) et des machines, les sites miniers disposent d'ateliers mécaniques et électriques pour leur entretien. Ces derniers ont recours à des huiles, des graisses et autres lubrifiants, des solvants de nettoyage, etc. (Government of Western Australia)

[22] Il est alors utilisé comme « déprimant » de certains minéraux, c'est-à-dire qu'il rend hydrophile les phases minérales qui ne doivent pas flotter.

La **cyanuration** permet d'illustrer à quel point l'usage de ces produits peut être important dans l'industrie minière. La cyanuration est le premier procédé de traitement du minerai employé par l'industrie aurifère et concerne 80% de la production mondiale d'or (L'Élémentarium). Chaque année, il est estimé que 20 % de la production de cyanure d'hydrogène sert à la fabrication de cyanure de sodium (NaCN), pour une quantité totale d'environ 500 000 tonnes de NaCN (SystExt, 2021). 80 à 90% du cyanure de sodium (NaCN) produit est utilisé pour l'industrie minière, essentiellement pour l'extraction de l'or et de l'argent (SystExt, 2021). Ainsi, **un milliard de tonnes de minerai est traité chaque année dans le monde à l'aide d'une solution cyanurée pour récupérer l'or, ce qui représente le plus grand tonnage de matières premières minérales traitées chimiquement** (Habashi, 2016).

2.1.3. Consommation des ressources à l'excès

Consommation d'eau importante

L'eau est une ressource indispensable à l'industrie minière et est surtout nécessaire au traitement du minerai, les étapes de broyage et de concentration (minéralurgie) représentant à elles seules **70 % de l'eau consommée sur un site minier** (Geldron, 2017).

De façon générale, il est très difficile de disposer de données sectorielles sur la consommation d'eau de l'industrie minière. Les auteurs étudiés par SystExt s'accordent néanmoins sur le fait que **l'industrie minière est très consommatrice d'eau** (Northey, et al., 2016 ; Valenta, et al., 2019). Ainsi, SystExt a pu déterminer qu'une mine moyenne d'or[23] consommait annuellement autant d'eau que 80 000 habitants en France pendant un an ; une mine moyenne de charbon[23], autant que 10 000 ; et une mine moyenne de phosphate[23], autant que 420 000 (SystExt, 2020a). Appliqués à la totalité de la production mondiale d'or, de charbon et de phosphate, les ordres de grandeur obtenu sont gigantesques : ils correspondent à la consommation annuelle de dizaines de millions d'habitants pour chacune des filières (SystExt, 2020a).

De façon générale, l'industrie minérale et l'eau sont interconnectées et les implications pour les droits humains peuvent être dramatiques (*voir § 2.2.1p. 27 sur les impacts sur l'eau et 2.3.2 p. 32 sur la contamination des milieux de vie*). À ce titre, Kemp, et al. (2011) notent que les industriels miniers considèrent trop souvent l'eau uniquement comme un actif commercial et non comme une ressource qui est tout aussi indispensable pour les populations et acteurs locaux (Kemp, et al., 2011, p 1560) :

> « [...] the dominant approach taken by the industry to water appears overly utilitarian in the sense that water is regarded a key business asset, for use in mining and production processes that poses various risks to be managed. The human rights implications of water are rarely ever explained, profiled or examined in industry policy or documentation, despite strong industry commitment to human rights as part of their sustainability frameworks. »[24]

[23] Dans l'étude, plusieurs hypothèses ont été considérées. Pour la **mine moyenne d'or** : gisement riche avec une teneur de 3.5 g/t d'or et 0.6 g/t d'argent, exploité à ciel ouvert et produisant 15.9 tonnes d'or métal par an (à comparer avec la production annuelle mondiale de 3 165 tonnes en 2015). Pour la **mine moyenne de charbon** : gisement exploité à ciel ouvert et produisant 2.26 millions de tonnes de charbon par an (à comparer avec la production annuelle mondiale de 7.7 milliards de tonnes en 2015). Pour la **mine de phosphate** : gisement exploité à ciel ouvert et produisant 2.7 millions de tonnes de phosphate par an (à comparer avec la production annuelle mondiale de 270 millions de tonnes en 2018).

[24] Traduction proposée par SystExt : « *L'approche dominante adoptée par l'industrie par rapport à l'eau semble excessivement utilitaire dans le sens où l'eau est considérée comme un actif commercial clé, destiné à être utilisé dans les processus d'exploitation minière et de production, qui présente divers risques à gérer. Les implications de l'eau en termes de droits de l'homme sont rarement expliquées, décrites ou examinées dans la politique ou la documentation de l'industrie, malgré l'engagement fort de l'industrie en faveur des droits de l'homme dans le cadre de leurs cadres de durabilité*. »

Procédés énergivores

L'énergie est une ressource tout aussi indispensable que l'eau pour l'industrie minière. Comme l'eau, elle est surtout nécessaire au traitement du minerai et plus spécifiquement à la comminution[25] (concassage et broyage), puisque celle-ci représente à elle seule **plus de 80 % de la consommation énergétique d'un site minier** (Vidal, et al., 2013). Bien que l'énergie consommée par un site minier soit principalement utilisée aux postes de concassage et de broyage, elle est également nécessaire au fonctionnement des engins d'exploitation, aux autres équipements de l'usine de traitement (en particulier les procédés pyrométallurgiques et l'électrolyse) et aux autres installations de surface du site minier (Bihouix & de Guillebon, 2010 ; SystExt, 2020a).

À cela s'ajoute le transport depuis le site minier vers les usines qui permettent de poursuivre le traitement du minerai (lorsque le site produit un concentré de minerai et non du métal) ou vers les usines de transformation manufacturières. Ceci peut amener au déploiement d'infrastructures routières, ferroviaires ou maritimes de très grande taille, le plus souvent sur des centaines de kilomètres. Ainsi, il est estimé que l'industrie minérale représente **environ un tiers du trafic maritime international** (UICN, 2021), principalement pour le transport du charbon et du fer (production d'acier).

L'industrie minérale est un des principaux consommateurs mondiaux d'énergie primaire, à hauteur de 8 % de la consommation mondiale (PNUE, 2013). L'énergie utilisée est majoritairement électrique, dans le cadre des étapes de comminution.

À l'échelle des filières, l'étude précitée de SystExt (2020a) a également évalué les consommations en électricité de mines moyennes d'or, de charbon et de phosphate. Ainsi, SystExt a pu déterminer qu'une mine moyenne d'or consommait annuellement autant d'électricité que 31 000 foyers en France pendant un an ; une mine moyenne de charbon, autant que 20 000 ; et une mine moyenne de phosphate, autant que 52 000 (SystExt, 2020a). Appliqués à la totalité de la production mondiale d'or, de charbon et de phosphate, les ordres de grandeur obtenu sont gigantesques : ils correspondent à la consommation annuelle de millions à dizaines de millions foyers pour chacune des filières (SystExt, 2020a).

Cette consommation considérable d'énergie et d'eau s'inscrit dans un **modèle** que Martens, et al. (2021) considèrent comme **intrinsèquement non soutenable**. Ils ont étudié la méthode d'exploitation du cuivre par lixiviation in situ électrocinétique (*tel que détaillé en § 3.2.5 p. 79*). Dans ce cadre, ils soutiennent que les teneurs faibles (et diminuant) obligent à recourir à des quantités gigantesques de ressources (eau, énergie, terre) qui ne peuvent qu'augmenter (Martens, et al., 2021, p. 1) :

> « [...] the economic viability of **processing such diminishing grade material** relies on a continual improvement in the efficiency of mining technologies and/or the economy of scale, i.e., the use of large infrastructure to deal with high throughput, using more energy, water, and land per unit mass of extracted [copper]. Similar considerations also apply for many other commodities. Consequently, **the current mining paradigm can be considered inherently unsustainable**, and there is a recognized need for the development of new approaches for more sustainable exploitation of known but currently unviable metal deposits. »[26]

[25] La **comminution** correspond à la réduction de la taille des fragments d'une roche ou d'un minerai, regroupant à la fois le concassage et le broyage.

[26] Traduction proposée par SystExt : « […] *la viabilité économique du traitement d'un tel matériau à teneur décroissante dépend de l'amélioration continue de l'efficacité des technologies minières et/ou de l'économie d'échelle, c'est-à-dire de l'utilisation de grandes infrastructures pour traiter un débit élevé, en utilisant plus d'énergie, d'eau et de terres par unité de masse de cuivre extrait. Des considérations similaires s'appliquent également à de nombreuses autres matières premières. Par conséquent, le paradigme minier actuel peut être considéré comme intrinsèquement non durable, et il existe un besoin reconnu de développer de nouvelles approches pour une exploitation plus durable des gisements de métaux connus mais actuellement non viables*. »

2.1.4. Quantités considérables de déchets et d'effluents miniers

À chaque étape, depuis l'exploitation du minerai, jusqu'à l'obtention du métal « pur » ; l'industrie minière génère des déchets et des effluents (*Figure 5*). Les quantités générées sont telles, que **l'industrie minérale est le plus important producteur industriel de déchets solides, liquides et gazeux** (Lottermoser, 2010).

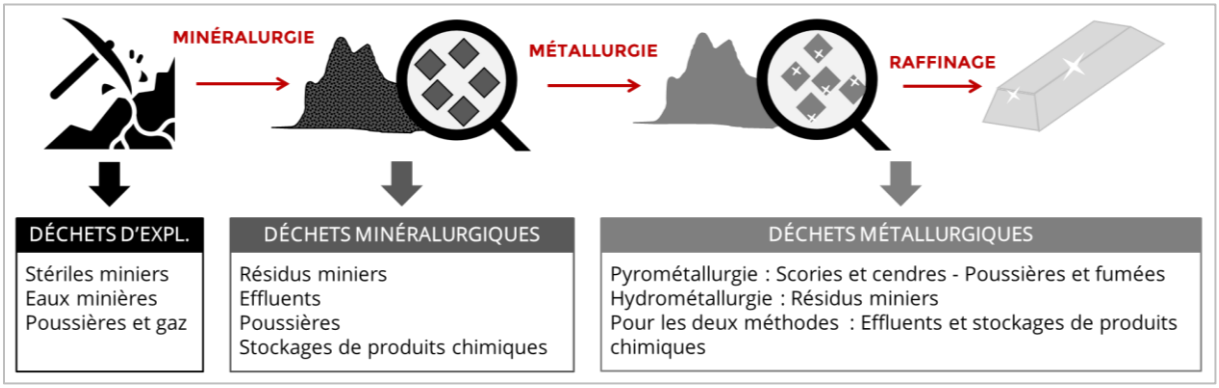


Figure 5 : Représentation schématique des principaux déchets solides, liquides et gazeux associés aux processus d'exploitation et de traitement du minerai (SystExt · Septembre 2021 · cc by-sa-nc 3.0)

Parmi eux, SystExt estime que les plus problématiques en termes d'impacts environnementaux et sanitaires sont :

- Les **eaux minières** et **les stériles miniers** générés à l'étape d'exploitation ;
- Les **résidus miniers** générés à l'étape de concentration (ou minéralurgie) ;
- Les **poussières et fumées** générés à l'étape d'extraction chimique (ou métallurgie) (*voir § 2.2.2 p. 29*).

Eaux minières

Les travaux d'exploitation, qu'ils soient menés à ciel ouvert ou en souterrain, rencontrent nécessairement les eaux souterraines. Durant l'exploitation, la technique majeure consiste à drainer ces eaux vers la surface en les pompant (exhaure), afin de ne pas perturber les travaux miniers. En circulant dans les galeries et/ou les ouvrages de drainage, ces eaux sont mises en contact avec les roches contenant des minéraux métalliques et se chargent progressivement en métaux et métalloïdes (voire en d'autres ions) (*Figure 6 (à gauche), page suivante*). À ces mécanismes, s'ajoute celui du drainage minier acide (en présence de sulfures de fer notamment) qui peut conduire à une forte acidification des eaux minières.

À la fin de l'exploitation, lorsque l'exhaure cesse, les eaux minières (désormais polluées) atteignent leur niveau statique (niveau d'équilibre des eaux souterraines). Dans certains cas, il est identique au niveau initial (avant exploitation), mais dans d'autres, il est modifié, et ces perturbations des écoulements souterrains peuvent être irréversibles (INERIS, 2006).

Les volumes impliqués dans les procédés d'exhaure peuvent atteindre des échelles considérables. En effet, dans la mine d'uranium-or d'Olympic Dam (Australie), la conduite des travaux d'exploitation requérait en 2013 le pompage journalier de 35 millions de litres d'eaux souterraines dans le *Great Artesian Basin*, qui est la plus grande et la plus profonde nappe artésienne au monde. Il est estimé qu'en 2055, à l'arrêt prévu des travaux miniers et donc de l'exhaure, le niveau de la nappe aura diminué de 10 m sur une surface de 4 400 km² (Northey, et al., 2016).

Afin d'illustrer les processus qui se déroulent usuellement après la fermeture d'un site minier, la *Figure 6 (à droite)* présente la mine à ciel ouvert d'Atalaya (mine de cuivre-or-argent de Rio Tinto, Espagne) avant l'arrêt de l'exhaure (en 2001) et après l'arrêt de celui-ci (en 2014). La nappe phréatique s'est stabilisée et elle est revenue à son niveau statique initial. Cependant, ces eaux sont désormais très acides et chargées en métaux et métalloïdes. (Olias & Nieto, 2015)

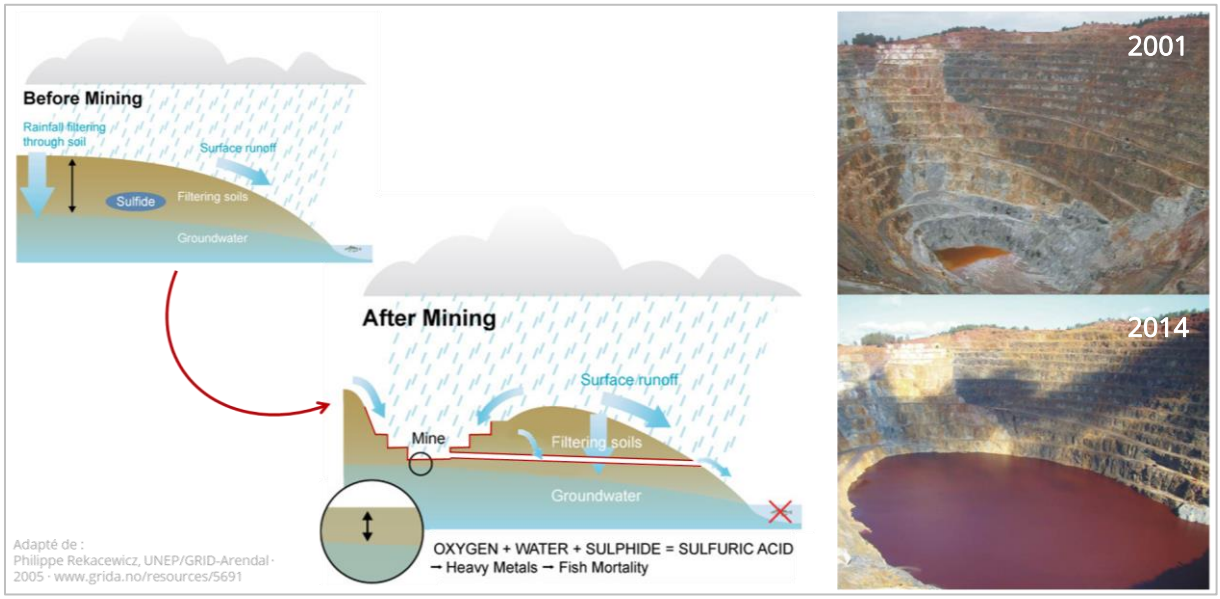


Figure 6 : (à gauche) Eaux minières et mécanismes de pollution en métaux et métalloïdes ; adapté de (Philippe Rekacewicz, UNEP/GRID-Arendal · 2005 · cc by-sa-nc 2.0) ; (à droite) Mine à ciel ouvert d'Atalaya, (mine de cuivre-or-argent de Rio-Tinto, Espagne) pendant l'exhaure (2001) et après l'arrêt de celui-ci (2014) ; tiré de (Olias & Nieto, 2015, p. 306)

Stériles et résidus miniers

Compte-tenu des teneurs faibles et de la complexité des procédés de traitement, les volumes de déchets solides générés par l'industrie minière sont nécessairement considérables. Parmi ceux-ci, sont distingués : les **stériles**, qui correspondent aux roches extraites pour accéder au minerai, et qui ne sont pas du tout ou pas suffisamment minéralisées pour être traitées dans l'usine ; et les **résidus**, qui sont les rejets générés à chaque étape de traitement du minerai.

Les deux encadrés suivants détaillent l'origine, les principales caractéristiques ainsi que les modalités de gestion (installation de stockage en surface) de ces deux types de déchet.

Stériles miniers, roches extraites pour accéder au minerai (SystExt, 2020c)

Les stériles se présentent sous forme d'amas de blocs et de cailloux. Pour autant, ces matériaux peuvent comporter des fractions plus fines (dont des particules sableuses et argileuses). Le terme « stériles » prête à confusion, suggérant qu'ils seraient exempts de toute substance polluante, ce qui n'est pas nécessairement le cas. Le plus souvent, ils contiennent les minéraux des zones minéralisées, mais en quantité moindre.

Les stériles sont produits en plus grande quantité dans les mines à ciel ouvert que dans les mines souterraines. Dans le premier cas, ils sont le plus souvent stockés en surface sous forme d'empilements appelés « haldes à stériles ». Dans le second cas, ils sont majoritairement utilisés pour le remblayage des vides laissés par l'exploitation souterraine.

La *Figure 7* illustre la situation « usuelle » d'une halde à stériles, pour laquelle la mise en dépôt se fait par décharge depuis la partie sommitale. Une ségrégation s'opère progressivement entre les fragments fins qui restent au-dessus et les fragments grossiers qui rejoignent la base du dépôt. Les particules les plus fines remplissent, quant à elles, les espaces entre les fragments rocheux, tout en laissant des vides qui permettent la circulation de l'air (et donc de l'oxygène) et des eaux. Ceci peut être à l'origine de percolations et d'infiltrations vers les nappes souterraines (en rose sur la *Figure 7*).

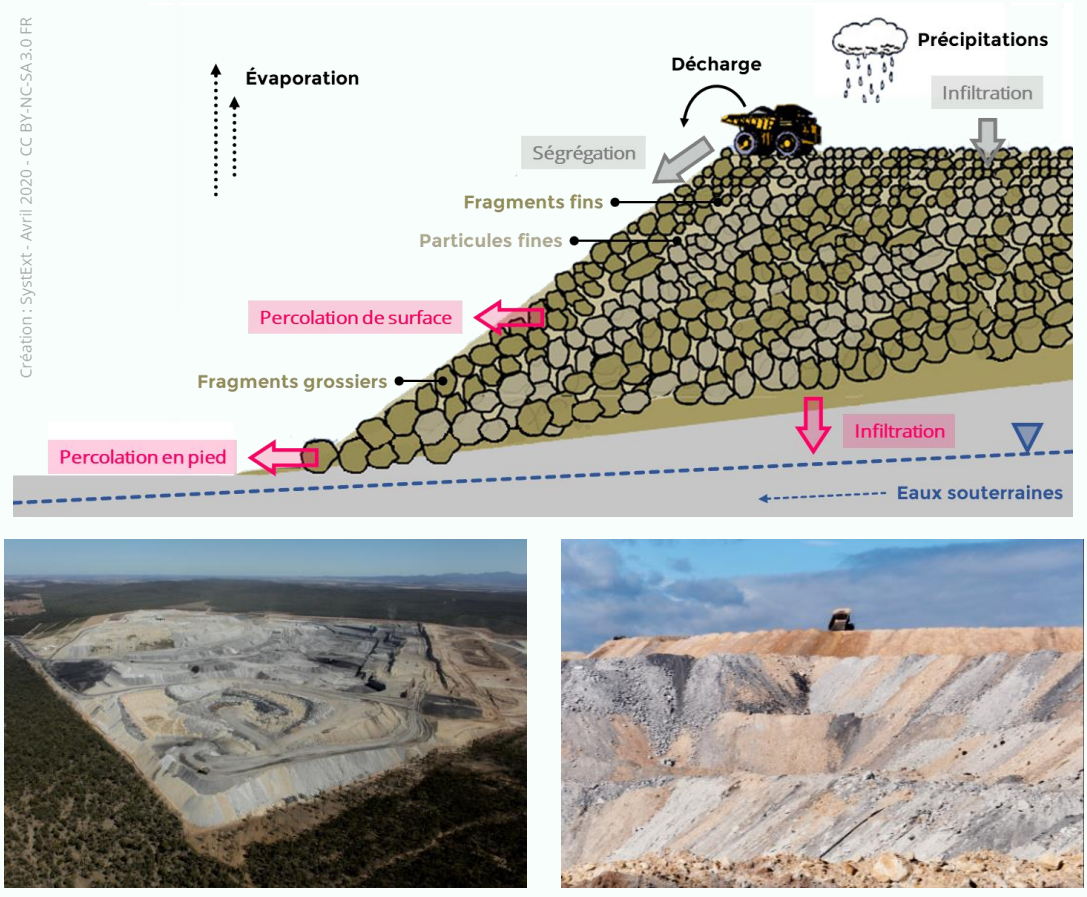


Figure 7 : Principales caractéristiques des dépôts de stériles miniers
(en haut) Schéma de principe d'une halde à stériles et mise en évidence de la circulation des drainages miniers (en rose) ; tiré de (SystExt, 2020c)
(en bas) Dépôts de stériles miniers, mine de charbon de Boggabri, Australie (à gauche : Max Phillips · 2012 · cc ; à droite : Leard State Forest · 2014 · cc)

Résidus miniers, rejets générés à chaque étape de traitement du minerai (SystExt, 2020c)

Les résidus miniers demeurent plus problématiques que les stériles. Ces matériaux présentent une granulométrie fine : « Le résidu est composé de particules fines, typiquement 80% de ces particules ont une granulométrie comprise entre 70 µm et 120 µm. » **(Chou, 2012, p. 3)**. Or, plus les grains sont fragmentés, plus la surface totale disponible pour l'oxydation (ou « surface spécifique ») est grande. Ils sont donc plus « réactifs » que les fragments grossiers des stériles et présentent une plus grande capacité à être lixiviés[27].

Schématiquement, compte-tenu des teneurs faibles dans le minerai, pour chaque tonne de minerai traitée à l'usine, une tonne de résidus miniers sera générée. En termes de volume, celui-ci augmente considérablement du fait de l'ajout d'eau, nécessaire au traitement du minerai. Les résidus se présentent donc sous forme de « pulpe « (mélange de solide et d'eau), dont la fraction solide est d'environ 40-50 %, voire 60-70 % en cas d'épaississement préalable à leur mise en décharge. Ils sont le plus souvent transportés sous forme de pulpe depuis l'usine de traitement du minerai vers des aires de stockage appelées « parcs à résidus ». Comme les stériles, ils peuvent également être utilisés pour le remblayage des vides laissés par l'exploitation souterraine.

La *Figure 8* illustre la situation « usuelle » d'un parc à résidus, pour laquelle la mise en dépôt se fait par décharge depuis la digue (ouvrage qui retient les déchets miniers). Celle-ci étant classiquement composée de stériles et de résidus grossiers, elle n'est pas parfaitement imperméable et permet la circulation de fluides (les percolations et fuites de boues résiduaires en pieds de digue sont des phénomènes courants). Pour limiter la migration de l'oxygène vers les résidus miniers (et donc leur oxydation), il est d'usage de maintenir en couverture une couche d'eau. Les eaux situées en partie haute de cette couche (la « surverse ») s'écoulent le plus souvent vers la digue (« ligne phréatique ») pour en rejoindre la base. Elles sont également partiellement drainées afin de maintenir un niveau d'équilibre d'eau dans le parc et éviter ainsi les débordements. Lorsque la base du parc n'est pas ou que partiellement étanchéifiée, des phénomènes d'infiltration vers les nappes souterraines peuvent également se produire (en rose sur la *Figure 8*).

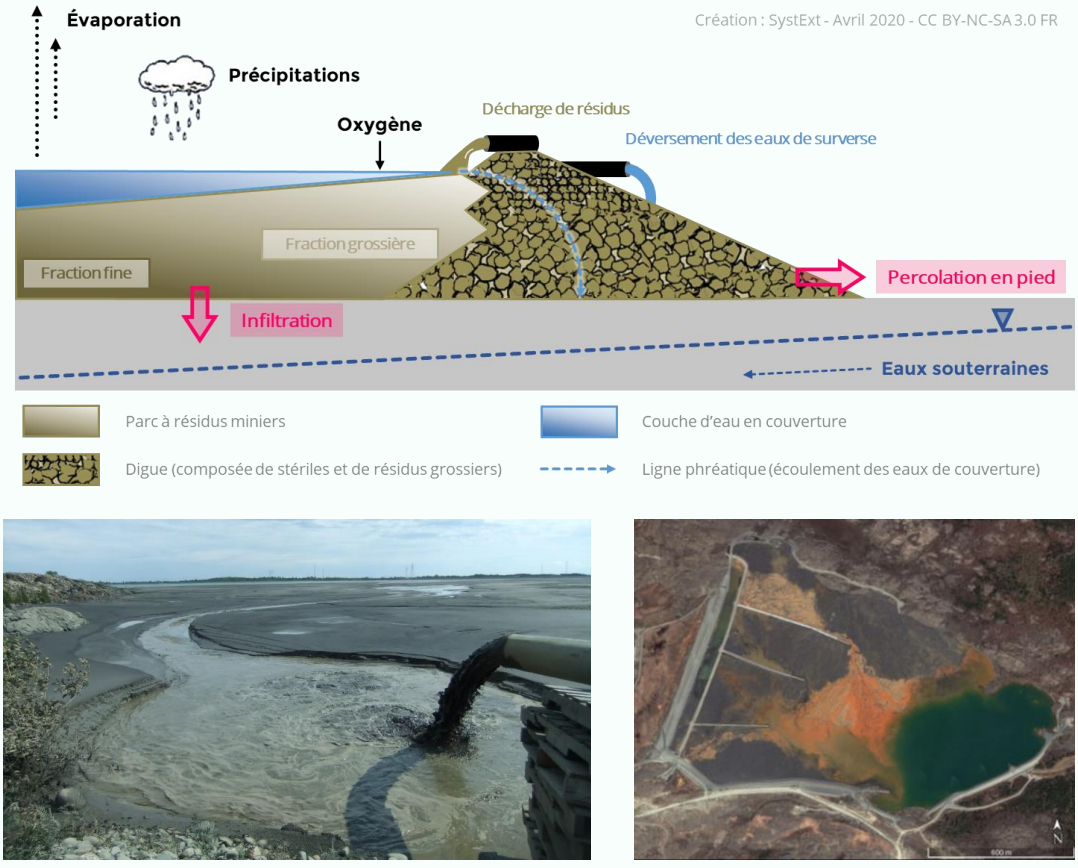


Figure 8 : Principales caractéristiques des parcs à résidus miniers
(en haut) Schéma de principe d'un parc à résidus et mise en évidence de la circulation des drainages miniers (en rose) ; tiré de **(SystExt, 2020c)** ; (en bas) Parc à résidus à Rouyn-Noranda, Canada (à gauche : **Gabriel Legaré · 2011 · cc** ; à droite : **© 2021 Google Earth (date des images satellite : 08/05/2013)**)

La surface recouverte par des dépôts de déchets miniers à l'international permet d'appréhender le gigantisme des volumes de déchets miniers générés (stériles et résidus). Ainsi, pour ne donner que quelques exemples, la surface concernée serait de 100 000 ha au Royaume-Uni, de 200 000 ha en Malaisie et de plusieurs millions d'hectares aux États-Unis (Lottermoser, 2010). **La surface totale recouverte de déchets miniers dans le monde serait probablement de l'ordre de 100 millions d'hectares, pour une quantité associée de plusieurs centaines de milliards de tonnes** (Lottermoser, 2010).

Pour ne donner qu'un exemple, celui de la mine de cuivre de Palabora, Afrique-du-Sud, est présenté ici. L'exploitation y a débuté en 1964 par une mine à ciel ouvert, devenue la plus grande cavité artificielle du continent africain, avec un diamètre de presque 2 km et une profondeur de 762 m (2,5 fois la hauteur de la Tour Eiffel, *tel que représenté à l'échelle sur la Figure 9*) (*Mining Technology*). Sur la *Figure 9 à gauche,* est représentée la quantité de cuivre métal produite par la mine jusqu'à environ 2007. Cette « boule métallique » est représentée à droite de la même figure par un point blanc sur une vue satellitaire du site minier en 2021. Bien que cette représentation ne permette de comparer que des surfaces (et non des volumes), elle permet tout de même d'appréhender l'écart entre l'emprise des déchets miniers et des installations minières, que SystExt évalue à environ 25 km², et la quantité de métal récupérée.



Figure 9 : Mine de cuivre de Palabora, Afrique du Sud ; à gauche : Représentation imagée de la quantité de cuivre métal produite jusqu'à environ 2007 **(© Dillon Marsh · Mise à disposition par le photographe · dillonmarsh.com)** ; à droite : Vue satellitaire de la mine et mise en évidence de l'emprise en surface des déchets miniers et des installations minières **(© Google 2021)** | Création : **SystExt · Septembre 2021**

Le rapport entre le volume de métal produit et l'emprise des déchets présenté avec l'exemple de la mine de Palabora est **transposable à la plupart des mines métalliques**. Dans le cas des substances qui sont bien plus concentrées dans les gisements exploités, telles que le charbon, le fer, l'aluminium, il faut également prendre en compte l'**effet d'échelle**. Si le volume de déchets miniers générés est plus faible à la tonne de produit fini, il est au final supérieur compte-tenu de la quantité produite de ces substances mondialement. À titre d'illustration, en 2019, environ 3 milliards de tonnes de fer métal ont été produites, tandis qu'environ 21 millions de tonnes de cuivre métal ont été produites (soit 150 fois moins) (Bhutada, in *Visual Capitalist*, 05/10/2021).

[27] De façon imagée, cela correspond au phénomène qui se produit lorsqu'une eau chaude et/ou sous pression percole au travers de grains de café moulus pour donner du café liquide. Le phénomène est réduit voire inexistant lorsque les grains de café ne sont pas broyés.

2.2. Tous les milieux sont dégradés de façon irréversible

Le paragraphe précédent a mis en évidence les principales spécificités de l'industrie minière qui en font une industrie du déchet dangereux :

- Des minerais contenant une très faible proportion de substances d'intérêt et un cortège d'autres substances (dont certaines, fréquemment rencontrées, sont toxiques) ;
- Des procédés de traitement complexes et longs, très consommateurs d'eau et d'énergie ;
- Des volumes considérables d'eaux minières et de déchets miniers générés, dont la composition en métaux et métalloïdes est comparable à celle du minerai extrait.

Les impacts environnementaux des mines industrielles sont dès lors inévitables (Goodland, 2012, p. 2103) :

> « To be frank, **no modern, large-scale, open-pit mine can be operated without significant long-term impacts**, partly because most [...] of all rock moved and processed at modern open-cast metal (e.g., gold, copper, uranium, silver) mines ends as waste [...]. »[28]

La liste des impacts constatés sur tous les milieux (eaux, air, sols) est pléthorique, tel que le rappelle Stewart (2020) qui a étudié les impacts sanitaires systémiques de l'industrie minière (Stewart, 2020, p. 1154) :

> « Across the world, mining contributes to erosion, sinkholes, deforestation, loss of biodiversity, significant use of water resources, dammed rivers and ponded waters, wastewater disposal issues, acid mine drainage and contamination of soil, ground and surface water, all of which can lead to health issues in local populations [...]. »[29]

Le présent paragraphe s'attache à présenter les principaux processus à l'origine de la contamination des milieux (eaux, air, sols). À ce titre, SystExt constate que ces processus, **lorsqu'ils sont quantifiés**, le sont à l'échelle des sites miniers mais beaucoup moins à l'échelle des filières ou du secteur minier dans son ensemble. Dans la suite du rapport, de nombreux exemples illustreront les processus décrits ici.

2.2.1. L'eau : la première victime de la mine

« *La première victime de la mine* » (« *mining's most common casualty* »), c'est ainsi que James Lyon, du *Mineral Policy Center* qualifiait l'eau. Et c'est effectivement le milieu le plus affecté par l'industrie minérale, quel que soit le pays considéré et quelle que soit la substance exploitée. Selon l'Agence de protection environnementale américaine (US EPA), **la contamination des eaux par l'activité minière représente l'une des trois plus importantes menaces pour la sécurité écologique au monde** (Coumans, 2002).

---

[28] Traduction proposée par SystExt : « *Pour être franc, aucune mine à ciel ouvert moderne et à grande échelle ne peut être exploitée sans avoir d'importantes répercussions à long terme, en partie parce que la plupart [...] de toutes les roches déplacées et traitées dans les mines de métaux à ciel ouvert modernes (par exemple, l'or, le cuivre, l'uranium, l'argent) finissent en déchets […].* »

[29] Traduction proposée par SystExt : « *Dans le monde entier, l'exploitation minière contribue à l'érosion, aux effondrements, à la déforestation, à la perte de biodiversité, à l'utilisation importante des ressources en eau, au comblement des rivières et à la formation de retenues d'eau, à des problèmes d'évacuation des effluents, au drainage minier acide et à la contamination des sols, des eaux souterraines et des eaux de surface, autant de facteurs susceptibles d'entraîner des problèmes de santé chez les populations locales […].* »

La première perturbation est quantitative, compte-tenu des besoins importants en eau des sites miniers, en particulier pour le traitement du minerai (*tel que détaillé en § 2.1.3 p. 20*) (Prosser, et al., 2011 ; Northey, et al., 2016 ; Valenta, et al., 2019). Pour y répondre, toutes les sources d'eau sont sollicitées : eaux souterraines (en particulier via l'exhaure), eaux de surface (il n'est d'ailleurs pas rare que des barrages dédiés aux sites miniers soient construits) et eaux de mer. À ce dernier titre, les exploitants miniers chiliens dans le secteur du cuivre se tournent de façon croissante vers la désalinisation de l'eau de mer, étant donné de la concurrence déjà présente dans les régions arides où ils opèrent (Geldron, 2017).

La seconde perturbation est qualitative. De nombreux mécanismes interviennent dans la dégradation de la qualité des eaux, notamment : (1) la génération de volumes conséquents d'eaux minières via l'exhaure ; (2) le ruissellement et l'infiltration des eaux au niveau des dépôts de stériles miniers ; (3) le ruissellement, l'infiltration et le débordement des eaux au niveau des parcs à résidus miniers ; (4) les déversements accidentels de déchets et de produits chimiques ; (5) les ruptures de digues minières ; (6) les déversements volontaires dans les rivières, les lacs et les mers (*voir chapitre 4 p. 89 dédié à cette pratique*).

Contrairement aux idées reçues, **les déversements accidentels dans les milieux aquatiques ne sont pas rares**. À titre d'illustration, deux accidents majeurs se sont produits en l'espace de quatre ans sur le site russe de Norilsk, le premier producteur mondial de nickel et de palladium au monde (*Mining Technology*). En septembre 2016, le débordement d'un parc à résidus miniers a provoqué une pollution majeure dans la rivière *Daldykan* (*a sur la Figure 10*) (Luhn, in *The Guardian*, 15/09/2016). En mai 2020, 21 000 tonnes de diesel se sont déversées dans la rivière *Ambarnaya*, contaminant une surface estimée à 350 km² (*b sur la Figure 10*) (*BBC News*, 10/03/2021 ; Vikulova, in *Greenpeace*, 29/05/2021).

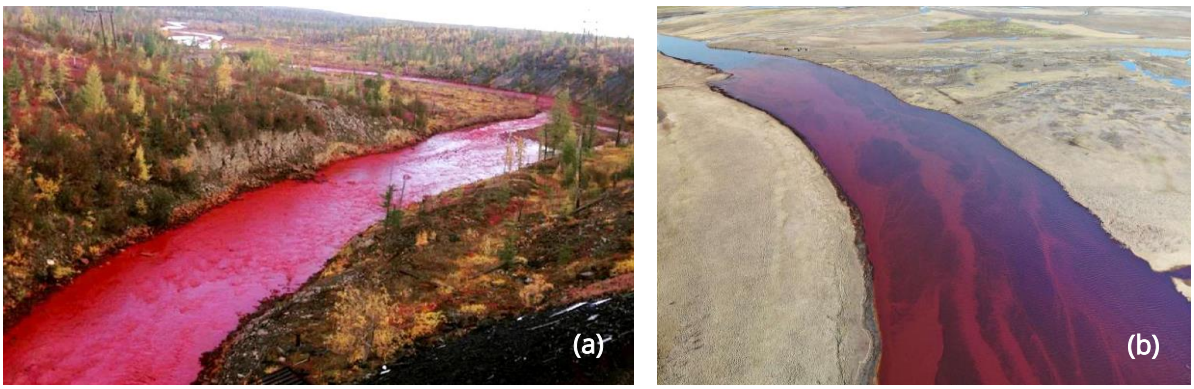


Figure 10 : Accidents majeurs sur le site minier de Norilsk, Russie ; (a) Pollution de la rivière *Daldykan* en septembre 2016 suite au débordement d'un parc à résidus miniers **(© Alex Kokcharov · Twitter)** ; (b) Pollution de la rivière *Ambarnaya* en mai 2020 suite au déversement accidentel de 21 000 tonnes de diesel **(© Greenpeace ; tiré de (Vikulova, in Greenpeace, 29/05/2021))**

Le caractère diffus de ces pollutions rend difficile l'estimation des volumes d'eau contaminés par l'activité minière à l'échelle d'un site, et donc davantage à l'échelle des filières. Mais lorsque des évaluations sont réalisées, elles sont dramatiques. Ainsi, en 2013, l'ONG américaine Earthworks a réalisé une étude sur la contamination des eaux par l'industrie minière aux États-Unis, en se basant sur les informations publiées par les états et le gouvernement fédéral (Sumi & Gestring, 2013). 40 mines en activité génèreraient à elles seules environ 80 milliards de litres d'eaux contaminées par an (Sumi & Gestring, 2013). Le coût de traitement associé s'élèverait à environ 60 milliards de dollars américains par an (Sumi & Gestring, 2013).

Ces pollutions peuvent persister sur des centaines voire des milliers d'années (Sumi & Gestring, 2013). À ce titre, le retour d'expérience sur les anciens sites miniers est particulièrement probant (*voir chapitre 5 p. 113 dédié à cette question*).

2.2.2. Pollution de l'air à toutes les échelles

Émissions de gaz à effet de serre

L'industrie minière contribue largement aux émissions de gaz à effet de serre (Farjana, et al., 2019 ; IRP, 2019 ; Christmann, 2020) Le secteur serait responsable de 4 à 7 % des émissions globales (Delevingne, et al., in *McKinsey Sustainability*, 28/01/2020). Les émissions varient cependant en fonction de la filière : après l'acier (fer et charbon), la production d'aluminium est celle qui est responsable des plus grandes émissions de gaz à effet de serre (IRP, 2019 ; Christmann, 2020).

Le charbon est une filière spécifique, au regard de la contribution majeure que représentent les émissions de méthane qui se dégagent lors de l'exploitation (*voir encadré ci-dessous*).

Le méthane : la quasi-totalité des émissions de gaz à effet de serre des mines de charbon à ciel ouvert (SystExt, 2020b)

Le méthane (CH_4) est un gaz qui se créé lors de la formation du charbon. Les activités d'exploitation entraînent donc son dégagement. Or, le méthane est un puissant gaz à effet de serre, avec un pouvoir de réchauffement global 25 fois plus élevé que le dioxyde de carbone. Le méthane contribue pour 18 % au réchauffement climatique lié aux activités humaines (la part du CO_2 est, quant à elle, estimée à 50 %).

Le méthane s'avère être très explosif et doit être évacué durant l'extraction du charbon pour assurer la sécurité des travailleurs. Dans les mines souterraines, des systèmes d'aération font circuler d'importantes quantités d'air à travers la mine pour rejeter le méthane dans l'atmosphère. Dans certains gisements de charbon non exploités, il est possible de récupérer le méthane, alors appelé « gaz de charbon (CBM) ». Parallèlement, on appelle « gaz de mine (CMM) » le méthane inutilisé qui se dégage des gisements de charbon pendant et après leur exploitation.

Ces émanations massives de méthane sont à l'origine de la très grande majorité des émissions de gaz à effet de serre dans le cas des mines à ciel ouvert, à hauteur de 94,4 %.

Indirectement, le secteur minier industriel contribue également au changement climatique par la destruction de potentiels réservoirs de carbone (IRP, 2019).

Poussières et effluents gazeux

L'industrie minière est à l'origine d'importantes pollutions de l'air par l'intermédiaire de trois vecteurs (Gratzfeld, 2004 ; Fioletov, et al., 2016 ; Pandey, et al., 2018 ; Entwistle, et al., 2019) :

- **Émissions de poussières** associées aux travaux d'exploitation, aux opérations de transport et aux dépôts de déchets miniers non confinés ;
- **Émissions de gaz lors des opérations de traitement du minerai**, en particulier le dioxyde de soufre par les fonderies de cuivre et d'aluminium ; le fluorure et les composés de carbone perfluoré par les fonderies d'aluminium ; mais aussi des métaux et métalloïdes (arsenic (As), cadmium (Cd), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb), uranium (U), zinc (Zn)) ;
- **Autres émissions associées à la métallurgie** telles que le dioxyde d'azote, le dioxyde de carbone, les particules fines, les dioxines, les furanes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le benzène.

SystExt souhaite insister ici sur **le traitement pyrométallurgique des minerais qui constitue une source majeure d'émissions de dioxyde de soufre et de métaux dans l'air** (Fioletov, et al., 2016).

À ce titre, le site minier précité de Norilsk, Russie, constitue la plus importante source de dioxyde de soufre (SO_2) d'origine anthropique au monde, avec une moyenne de 2 millions de tonnes rejetées annuellement entre 2005 et 2014 (Fioletov, et al., 2016 ; Voiland, in *NASA Earth Observatory*, 12/07/2017). Ses émissions sont comparables au dégazage passif d'un volcan : entre 2005 et 2017, seul un volcan, *Ambrym* au Vanuatu, a rejeté plus de dioxyde de soufre (SO_2) que Norilsk (Voiland, in *NASA Earth Observatory*, 12/07/2017). De surcroît, ces émissions s'accompagnent du relargage massif de métaux dans l'air. D'après l'inventaire des sites les plus pollués au monde par l'ONG Pure Earth (anciennement Blacksmith Institute) (*voir § 2.3.2 p. 32*), en 2007, 4 millions de tonnes de cadmium (Cd), cuivre (Cu), plomb (Pb), nickel (Ni), arsenic (As), sélénium (Se) et zinc (Zn) étaient rejetés chaque année par le site minier et ses usines de traitement[30].

Les émissions massives de dioxyde de soufre (SO_2) et de métaux sont non seulement à l'origine d'une dégradation de la qualité de l'air mais aussi d'une contamination étendue des sols et de la flore dans l'environnement des usines pyrométallurgiques. Par exemple, autour de la fonderie de cuivre et de plomb de Mount Isa, Australie, le panache de dioxyde de soufre (SO_2) et de métaux s'est dispersé sur une surface estimée à 100 000 km² et a provoqué tant la réduction ou la mort de la végétation, que l'acidification et la contamination de sols (Lottermoser, 2010)

2.2.3. Sols stérilisés

Selon l'*International Resource Panel* (IRP), l'impact global de l'industrie minière sur les sols est relativement peu important, en comparaison avec d'autres secteurs tels que l'agriculture (IRP, 2019). Cependant, **de nombreux facteurs ne sont généralement pas pris en compte dans l'évaluation de l'impact des activités minières sur ce milieu**, telles que : (1) les infrastructures et installations de surface associées au site minier, en particulier pour le transport du minerai et la production d'énergie ; (2) la contamination des sols qui altère leurs fonctions biologiques et déséquilibre conséquemment la faune et la flore, et qui dépasse largement l'emprise du site minier.

Ce dernier point est crucial. En effet, selon SystExt, **ce qui différencie l'industrie minière des autres industries** est le fait :

- Qu'elle est à l'origine de contaminations des sols étendues et persistantes sur des échelles de temps centenaires voire millénaires (à l'image des processus décrits pour les eaux) ;
- Que les concentrations en métaux et métalloïdes peuvent être élevées au point qu'elles sont à l'origine d'une stérilisation complète du sol.

[30] Voir inventaire annuel de 2007 disponible en ligne au lien suivant.

2.3. Les violations de droits humains sont récurrentes et alarmantes

Les atteintes aux droits humains perpétrées par l'industrie minière sont dénoncées par l'ONU depuis des dizaines d'années. John Ruggie, alors Représentant Spécial[31] du Secrétaire général des Nations Unies décrit ce secteur comme l'un des plus problématiques à l'échelle mondiale (ONU, 2006, p. 8) : « […] *ce sont les industries extractives - pétrole, gaz, mines - qui viennent largement en tête des abus* […] ». Il ajoute (ONU, 2006, p. 8) : « *Les industries extractives sont également accusées de la plupart des pires abus, qui peuvent aller jusqu'à la complicité de crime contre l'humanité. Parmi ces abus, on citera notamment* ***les actes commis par les forces de sécurité publiques et privées chargées de protéger les biens des entreprises, la corruption sur une grande échelle, la violation des droits des travailleurs ainsi qu'un large éventail d'abus touchant les communautés locales, en particulier les autochtones***. »

2.3.1. Mise en danger de la santé et de la sécurité des travailleurs

L'exploitation minière demeure **le secteur d'emploi le plus dangereux** si l'on tient compte du nombre d'employés exposés aux risques, y compris aux États-Unis et en Europe (OIT, 2015 ; Stephens & Ahern, 2001). Le même organisme ajoute que, si le secteur embauche seulement 1 % de la main d'œuvre mondiale, il est responsable de 8 % des accidents mortels au travail (OIT, 2015). Malgré un nombre de décès ayant considérablement diminué depuis un siècle, **le nombre d'accidents tragiques reste considérable** et causerait la mort de 12 000 personnes par an (Lang in *BBC*, 24/10/2010). À ce titre, Joe Drexler de la Fédération internationale des syndicats miniers (ICEM) s'alarmait de cette dramatique situation (Lang in *BBC*, 24/10/2010) :

> « "It is also related to the weakness of the labour laws and enforcement in these countries," he says. He cites Chile as an example, which he says has more than 900 mines, yet only 18 safety inspectors to regulate conditions. In this day and age, he says, any fatalities are unacceptable. [...] Furthermore, Mr Drexler says, many disasters go unreported. »

Par ailleurs, **de nombreux accidents mortels ne sont pas pris en compte dans les statistiques internationales**, laissant penser que ce secteur est plus sûr qu'il ne l'est (MacDonald, et al., in *The Wall Street Journal*, 31/12/2019). Selon Tyler Gillard, haut-fonctionnaire de l'OCDE : « *There is a massive statistical gap on just how dangerous mining is* » (MacDonald, et al., in *The Wall Street Journal*, 31/12/2019). Ce biais est notamment issu de la non-déclaration d'accidents survenus : (1) au sein de *joint-ventures* ; (2) concernant des sous-traitants ; (3) associés aux activités de transport (MacDonald, et al., in *The Wall Street Journal*, 31/12/2019).

De plus, **des milliers de mineurs sont exposés quotidiennement à de nombreuses substances chimiques**. Parmi celles qui sont identifiées, les plus problématiques sont : la silice, la poussière de charbon, l'amiante et les particules de diesel, mais aussi : l'arsenic (As), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le manganèse (Mn), le platine (Pt), le cobalt (Co), le mercure (Hg), le cyanure (CN), le dioxyde de soufre (SO_2) et les xanthates (Scott, et al., 2009 ; Utembe, et al. 2015). Ces expositions sont à l'origine de blessures et de maladies graves. À titre d'exemple, entre 1983 et 2000, le *Mine Safety and Heath Administration* (MHSA) des États-Unis, a recensé : 4 652 cas de brûlures chimiques, 805 empoisonnements et 635 dermatoses (Scott, et al., 2009).

D'après l'OIT, il n'existe pas de données chiffrées, à l'échelle mondiale, sur les blessures et les maladies professionnelles du secteur (OIT, 2015). L'organisme souligne cependant l'**importance de cette problématique concernant les cancers et les maladies respiratoires** (OIT, 2015).

[31] Représentant spécial pour la question des droits de l'homme, des sociétés transnationales et autres entreprises

Dans le cas de l'exploitation du charbon, 20 % des travailleurs miniers dans le monde développent une pneumoconiose ; ce chiffre s'élevant à 30 % en Chine, selon les études disponibles (Arif & Adeyemi, 2020). Ces maladies professionnelles sont également sources de comorbidité dans les régions où les travailleurs sont atteints du sida ainsi que de la tuberculose (Arif et Adeyemi, 2020 ; Stewart, 2019).

La réduction du nombre d'accidents, qu'ils soient à l'origine de décès ou de blessures, est insuffisante ; et les constats restent les mêmes. Grâce à l'étude de rapports post-incidents dans 5 pays (Canada, Australie, États-Unis, Royaume-Uni et Nouvelle-Zélande) entre 1967 et 2015, Tetzlaff et al. (2020) montrent l'inefficacité des méthodes d'enquête et de la mise en œuvre des recommandations (Tetzlaff, et al., 2020, p. 12) :

> « Despite the numerous commissions and inquiries previously established and the resulting recommendations, similar accidents continue to occur around the world. [...] However, inquiries and reports are only effective if industries and governments learn from them and implement their learnings. These research findings demonstrated that the methods used in the mining industry for accident investigation and recommendation implementation are currently ineffective. »

La commission qui a enquêté en 2012 sur les tragédies survenues dans la mine de charbon de Pike River (Nouvelle-Zélande) appuie cette analyse (Panckhurst, et al., 2012). Elle rapporte les **mêmes faiblesses structurelles** : un cadre réglementaire insuffisant, des inspections non règlementaires et déficientes, une mauvaise gestion du risque par les opérateurs, un manque de formation, d'équipements et de surveillance appropriés, et des défaillances dans le respect des mesures de sécurité. La commission conclue que **le secteur ne parvient pas à prendre en compte les erreurs du passé** (Panckhurst, et al., 2012, p. 264) :

> « **History demonstrates that lessons learnt from past tragedies do not automatically translate into better health and safety practice for the future**. [...] This confirms that good health and safety performance is only achievable with the effective, continued involvement of the three key participants: employers, employees and the government regulator. »

2.3.2. Contamination des milieux de vie

Des sites parmi les plus pollués au monde

Depuis 2006, l'ONG Pure Earth (anciennement Blacksmith Institute) référence les sites les plus pollués dans le monde, en particulier ceux qui affectent sévèrement la santé humaine, et propose des plans d'action pour remédier à ces situations. En 2006, les filières minérales concernaient 6 des 10 sites retenus ; 4 des 9, en 2007 ; et 3 des 10, en 2013 (Blacksmith Institute, 2006, 2007, 2013). Selon un nouvel **inventaire des industries les plus polluantes**[32] réalisé par l'organisation en 2016, **l'exploitation minière et le traitement du minerai se trouvent en seconde place**, après l'industrie des batteries usagées au plomb et juste avant la métallurgie du plomb (Pure Earth & Green Cross, 2016).

Le *Tableau 2 page suivante* décrit les sept sites miniers retenus par Pure Earth en 2006, 2007 et 2013 ; trois d'entre eux étant restés dans le classement plusieurs années. Tous concernent l'exploitation et le traitement du minerai.

[32] Plus spécifiquement celles à l'origine du plus grand nombre de maladies

Site	Substances[33]	Situation
Tianying, Chine	Plomb	Plus grand site de production de plomb du pays, représentant 50% de la production nationale. Les teneurs moyennes en plomb dans l'air et dans le sol sont respectivement jusqu'à 8.5 fois et jusqu'à 10 fois supérieures aux normes nationales. Les enfants souffrent de malformations congénitales et de problèmes de développement.
Sukinda, Inde	Chrome	Les déchets et les effluents miniers ont ici un impact sur les ressources en eau : 70 % des eaux de surface et 60 % de l'eau potable contiennent du chrome hexavalent, à des niveaux jusqu'à 20 fois supérieurs aux normes nationales et internationales. Les habitants souffrent d'hémorragies gastro-intestinales, de tuberculose et d'asthme. L'infertilité et les malformations congénitales sont courantes. On estime que 85% des décès dans l'environnement des sites sont attribuables à cette activité.
La Oroya, Pérou	Plomb, zinc, cuivre	Cette activité menée depuis plus de 80 ans a provoqué une importante contamination de l'environnement au plomb. Les niveaux de plomb dans le sang des enfants sont trois fois plus élevés que les limites de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). De plus, les concentrations dans l'air en dioxyde de soufre sont 10 fois plus importantes que les valeurs guides de cet organisme.
Norilsk, Russie	Nickel, platine, cuivre	Cette activité menée depuis près de 100 ans a dévasté l'environnement avec une pollution aux particules et aux métaux lourds. Autour de Norilsk, 100 000 hectares de toundra ont été détruits par des pluies acides et des gaz toxiques, au point que l'herbe n'y pousse plus. L'espérance de vie des travailleurs est de 10 ans inférieure à la moyenne nationale.
Kabwe, Zambie	Zinc et plomb	La pollution dans les sols du plomb, du cadmium, du cuivre et du zinc s'étend sur un rayon de 20 km, à des niveaux très supérieurs à ceux recommandés par l'OMS. Les niveaux de plomb dans le sang des enfants excèdent de 5 à 10 fois les limites de l'OMS, certaines valeurs mesurées étant proches de celles considérées comme létales.
Rudnaya Pristan, Russie	Plomb	Cette activité a conduit à une importante pollution dans les sols, les eaux et l'air, principalement en arsenic et en plomb. Les niveaux de plomb dans le sang des enfants excèdent de 8 à 20 fois les limites de l'OMS.
Maïlouou-Souou, Kirghizistan	Uranium	Le site, fermé en 1968, a généré 2 millions de mètres cubes de déchets miniers radioactifs qui menacent l'ensemble de la vallée de Ferghana, l'une des régions les plus fertiles et les plus densément peuplées d'Asie centrale et qui s'étend sur trois pays : Kirghizistan Ouzbékistan et Tadjikistan.

Tableau 2 : Sites miniers retenus dans les tops dix des lieux les plus pollués au monde, par Pure Earth, entre 2006 et 2013

Mise en danger de la santé des populations

Pour rappel, les contaminants émis par l'industrie minérale sont **principalement les métaux et les métalloïdes** ; parmi lesquels se trouvent des substances toxiques pour la santé humaine ou pour toute forme de vie, telles que : l'arsenic, l'antimoine, le plomb, le mercure[34], le cadmium, et le chrome hexavalent. Les quatre dernières substances sont définies comme « dangereuses » par la Directive européenne RoHS (Directive 2011/65/EU du 08/06/2011).

[33] Principales substances produites par le site minier.

[34] Voir encadré sur les émissions de mercure du secteur minier industriel en § *2.1.1 p. 11*.

Les installations minières sont parmi celles qui regroupent les plus grandes concentrations de contaminants, les plus fortes émissions de particules, ainsi que les plus grands risques pour la santé humaine (Stewart, 2020).

Dans l'environnement des sites miniers, les vecteurs prédominants de contamination pour les populations sont : (1) la consommation d'eau potable ; (2) l'ingestion de poussières et/ou de sols (en particulier pour les enfants) ; (3) l'inhalation de gaz ou de poussières. Ce dernier phénomène est à l'origine d'effets particulièrement délétères sur la santé humaine (Entwistle, et al., 2019). Les substances métalliques potentiellement toxiques qui représentent une problématique importante pour l'exposition aux poussières dans l'environnement des sites miniers sont principalement : l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'uranium (U), le zinc (Zn) (Entwistle, et al., 2019).

De très nombreuses études scientifiques démontrent ainsi la causalité entre les activités minières (qu'elles soient liées à des travaux d'exploitation, de traitement minéralurgique ou de traitement métallurgique) **et les effets sanitaires affectant les populations environnantes**.

Pour ne citer que deux exemples, les cas d'Alaverdi et Akhtala, en Arménie, et de Kabwe, en Zambie, illustrent parfaitement cette corrélation. À Alaverdi et Akhtala, Grigoryan, et al. (2016) ont démontré que la plupart des enfants, vivant à proximité des sites miniers cuprifères et des usines de traitement minéralurgique et métallurgique associées[35], présentaient des taux anormaux de plomb dans le sang. De même, à Kabwe (centre minier et métallurgique, produisant du plomb et du zinc), Bose-O'Reillya, et al. (2018) alertent sur l'existence d'une crise sanitaire grave liée à la contamination au plomb des populations vivant à proximité. Dans les deux cas, les prélèvements réalisés sur les enfants des populations riveraines mettent en évidence des imprégnations[36] en plomb étendues (Grigoryan, et al., 2016 ; Bose-O'Reillya, et al., 2018). 69 % des enfants présentent des taux supérieurs à 5 µg/dl de plomb dans le sang pour le cas arménien, 95 %, dans le cas zambien (et 50 % des enfants présentent des taux supérieurs à 45 µg/dl dans ce dernier cas) (Grigoryan, et al., 2016 ; Bose-O'Reillya, et al., 2018). D'après l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), si la valeur limite couramment utilisée est de 10 µg/dl (Blacksmith Institute, 2006), les effets délétères du plomb sont constatés dès 5 µg/dl de sang (OMS, 2021). Dans certains cas, ce seuil constitue celui à partir duquel l'OMS recommande d'intervenir cliniquement (OMS, 2021).

Il peut en résulter des **problématiques épidémiologiques d'échelle régionale**. À ce titre, de plus en plus de chercheurs mettent en évidence la **prévalence de pathologies dans les régions minières**, à l'image de Kaneva (2011) en Virginie Occidentale (*voir § 3.2.2 p. 68 sur l'exploitation par mountain top removal*) ou Fernández-Navarro, et al. (2012) en Espagne. Ces derniers mettent en évidence l'augmentation de la mortalité liée à des cancers dans les populations riveraines d'installations minières, en particulier pour les cancers colorectaux, de la vessie, des poumons et du système digestif (Fernández-Navarro, et al., 2012).

[35] À Akthala, se trouvent une mine à ciel ouvert et une usine de traitement du minerai disposant d'une capacité annuelle de 12 000 tonnes de concentré de cuivre. À Alaverdi se trouve une fonderie de cuivre pouvant traiter plus de 50 000 tonnes de concentré de cuivre par an et d'une capacité de 10 000 tonnes de blister par an (cuivre « grossier » obtenu par pyrométallurgie, contenant 98 à 99.5 % de cuivre). (Grigoryan, et al., 2016)

[36] En toxicologie et écotoxicologie, l'**imprégnation** est le résultat du dosage d'une substance qui a réellement pénétré à l'intérieur de l'organisme. De façon générale, elle permet de connaître le niveau d'intoxication des individus et des populations.

S'ajoutent à ces expositions chroniques, les accidents qui affectent les communautés riveraines des installations minières, telles que : les ruptures de digues, les mouvements de terrain (effondrements, glissements, etc.), les fuites et déversements de produits chimiques, d'effluents ou de déchets miniers (liés aux défaillances des usines, des installations de transports, etc.). Ces accidents menaceraient tout autant la santé des populations que la contamination des milieux de vie précédemment décrits (Stephens & Ahern, 2001).

Généralement, les effets sur la santé humaine se poursuivent longtemps après la fermeture des sites miniers (Entwistle, et al., 2019), tel que détaillé dans le *§ 5.1.3 p. 114 relatif aux anciens sites miniers*.

2.3.3. Conflits socio-environnementaux

Prédominance du secteur minier dans les conflits socio-environnementaux à l'international

En 2019, 2 743 cas de conflits socio-environnementaux étaient recensés dans la base de données internationale l'EJAtlas[37] (Scheidel, et al., 2020). Parmi tous les secteurs industriels pris en compte (agroalimentaire, bois, eau, déchets, nucléaire, etc.), **le secteur minier est responsable du plus grand nombre de conflits**, avec 573 cas, devant le secteur des ressources énergétiques fossiles (Scheidel, et al., 2020).

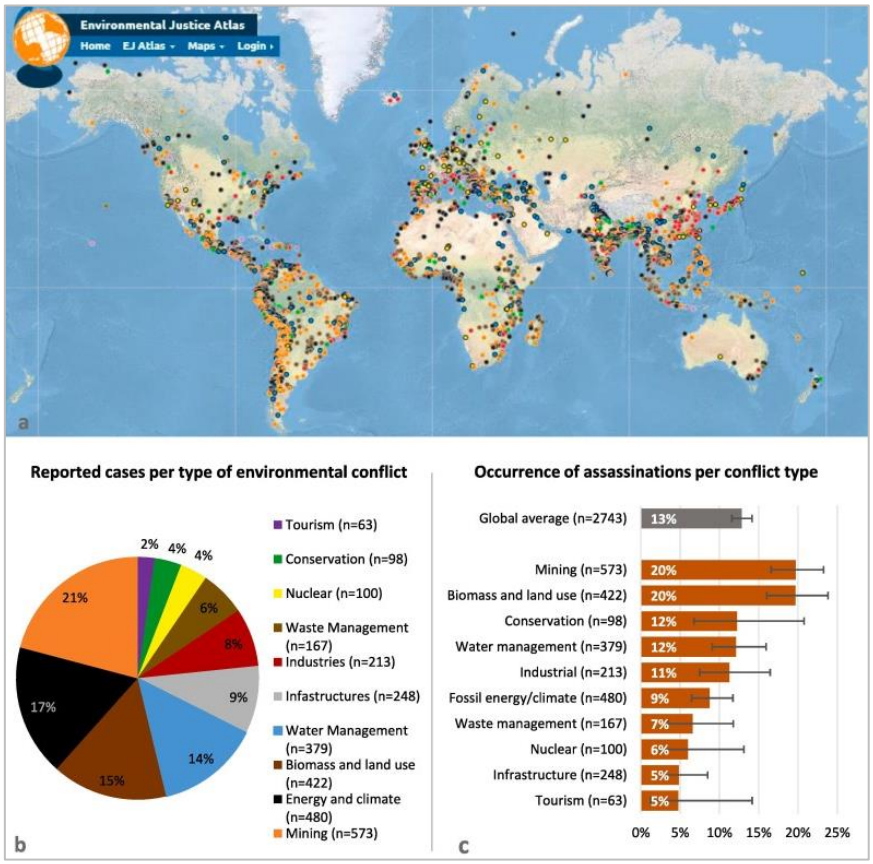


Figure 11 : Conflits socio-environnementaux enregistrés dans la base de données EJAtlas, secteurs d'activité responsables des conflits (b) et nombre d'assassinats de défenseurs des droits associés (c) ; tiré de (Scheidel, et al., 2020, p. 6)

[37] Créée en 2011 dans le cadre d'un processus collaboratif entre des chercheurs et des représentants de la société civile, l'EJAtlas est la plus grande base de données au monde sur les conflits socio-environnementaux (www.ejatlas.org). Elle s'appuie sur une cartographie en ligne et des fiches détaillées par site, et se donne pour objectif de décrire et d'analyser les conflits impliquant des acteurs de la société civile et des populations affectées.

Selon les chercheurs de l'EJAtlas, les **principales causes de conflits sociaux-environnementaux entre les industriels miniers et les populations locales** sont : (1) l'injuste répartition des impacts et des bénéfices combinée à un accès difficile aux informations sur les risques (compte-tenu d'incertitudes scientifiques) ; (2) la violation des droits en termes de conservation de l'environnement et de préservation de l'intégrité culturelle, mais également les violations des droits autochtones ; (3) la faiblesse des processus de participation et de concertation (Özkaynak, et al., 2012).

À ces sources de conflits, s'ajoutent d'autres moteurs. John Ruggie insiste ainsi sur la corruption et la gestion controversée de la manne financière générée par les activités extractives (ONU, 2006, p. 12) : « *Les problèmes de corruption et la mauvaise affectation des fonds publics [dans les industries extractives] ont un caractère endémique. Ils nuisent à la primauté du droit, font obstacle à la poursuite d'objectifs sociaux et* ***contribuent à des conflits qui donnent souvent lieu à des violations des droits de l'homme****.* ». Bisht (2019), qui a étudié la situation des peuples autochtones Adivasi (Inde) luttant contre des mines de fer, met davantage en exergue la paupérisation induite par le développement des projets miniers (Bisht, 2019, p. 183) : « *L'extractivisme a tendance à créer davantage de pauvreté et de nouveaux types de pauvreté, ce qui explique pourquoi tant de conflits socio-environnementaux surgissent en réaction*. »

Enfin, dans certains pays, le développement des projets miniers industriels constitue **l'une des principales sources de préoccupations et d'inquiétudes pour les populations et la société civile locales**. C'est en particulier le cas en Argentine. Entre 2008 et 2010, le laboratoire de communication sociale Iconoclasitas[38] a réalisé des ateliers dans différentes provinces argentines auprès de représentants académiques et de la société civile locale (Risler & Ares, 2019). L'un des principaux sujets qui a émergé de ces échanges est le développement des mégaprojets miniers et les mobilisations citoyennes qui luttent contre l'implantation de nouveaux projets ou encore pour la protection des ressources naturelles (Risler & Ares, 2019). 51 assemblées citoyennes et mouvements de protestation ont ainsi été identifiés (*Figure 12 page suivante*).

Criminalisation des défenseurs des droits et violations des droits humains

Les conflits socio-environnementaux conduisent fréquemment à une **augmentation des tensions entre les exploitants miniers et les populations en luttes** (CEDHU & FIDH, 2010 ; Özkaynak, et al., 2012 ; Scheidel, et al., 2020 ; Global Witness, 2021). Afin de sécuriser le site minier et son environnement, un grand nombre de compagnies minières fait appel à des **services de sécurité privés** ou obtient le **soutien des États par la mise à disposition de personnels de la police voire de l'armée** (Curtis, 2007). Ceci conduit le plus souvent à une exacerbation des tensions et à une augmentation des cas de violations de droits humains envers les citoyens (Raftopoulos, 2017, p. 388) :

> « These social-environmental conflicts are not isolated but are occurring throughout the continent, engaging communities in a continual battle against natural resource exploitation and the forces of global capital, **resulting in repeated and widespread clashes, violence, repression and human rights abuses perpetuated by the state or security forces**. »

En effet, **un grand nombre de communautés et de défenseurs des droits subissent des pressions et sont victimes d'actes de répression** tels que : la surveillance intrusive, la criminalisation des activistes, les menaces de mort, les agressions sexuelles (Global Witness, 2021). Ces auteurs insistent cependant sur le manque de données associées à ces cas de violation des droits humains (Global Witness, 2021).

[38] Cartographie critique, pratiques collaboratives et ressources graphiques (iconoclasistas.net)

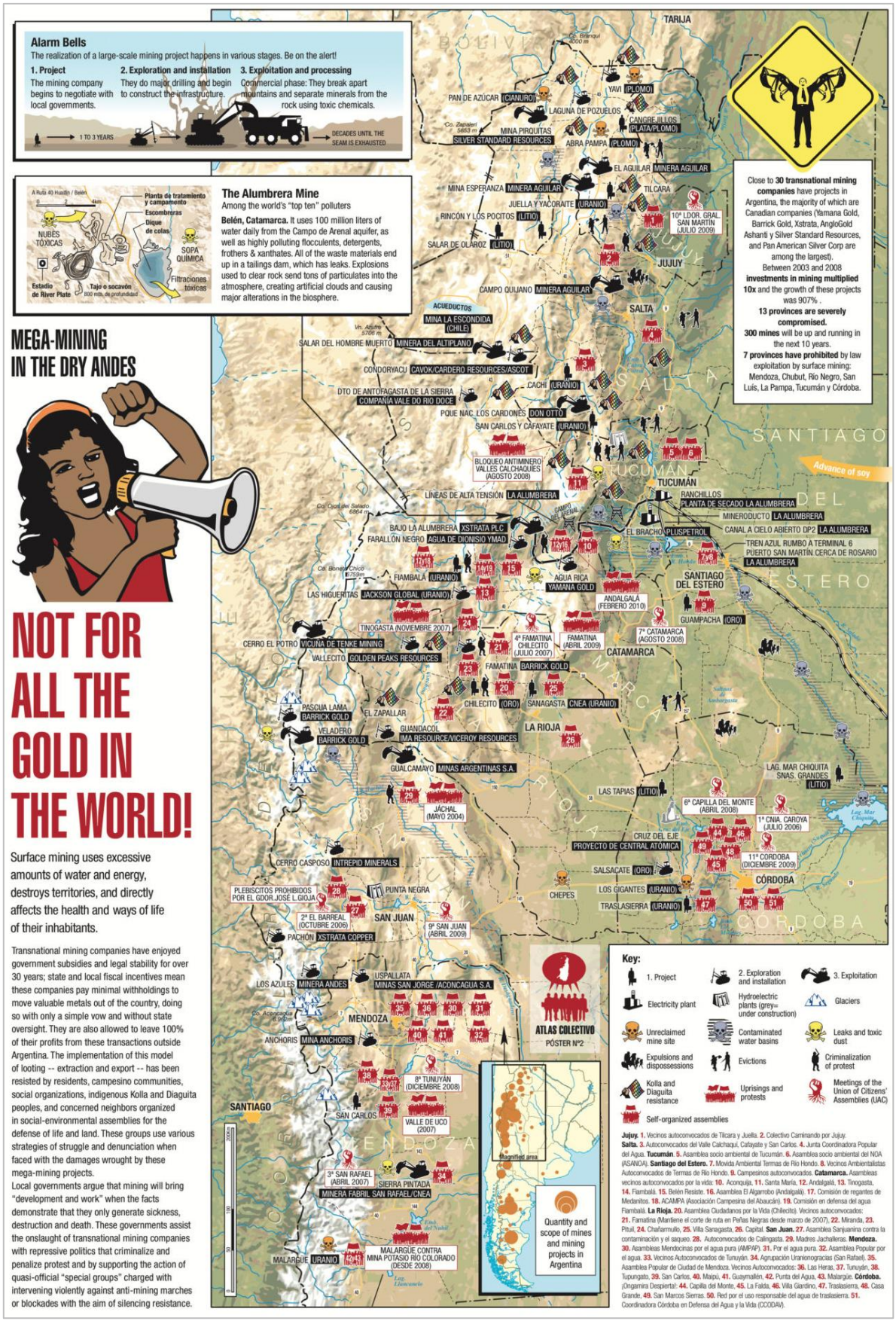


Figure 12 : Infographie cartographique du développement des méga-mines en Argentine et des mobilisations citoyennes associées (Julia Risler et Pablo Ares · 2019 · cc by-nc-sa 4.0)

À titre d'exemple, les communautés autochtones Adivasi, dans l'état de Chhattisgarh à l'est de l'Inde, ont été (et sont toujours) victimes de toutes ces formes de violence et de répression dans le cadre du développement de mines industrielles de fer (Bisht, 2019, p. 10) :

> « Dans de nombreux cas, l'exploitation minière provoque des phénomènes sociaux inconstitutionnels qui minent la démocratie et perturbent la paix sociale. Un exemple éclairant est celui des mines Rowghat de Kanker, dans le Chhattisgarh, où la violence et la peur règnent depuis au moins 2011. **La mobilisation anti-extraction minière a été brutalement réprimée par la police et les paramilitaires**. Les Adivasi locaux racontent que les formes d'intimidation et de violence sont les détentions arbitraires, la torture et les agressions sexuelles sur les femmes. »

De plus, **il n'est pas rare que les communautés soient touchées par des assassinats**. Chaque année depuis 2011, l'ONG Global Witness publie un rapport référençant les attaques et meurtres perpétrés sur des défenseurs des droits humains et de l'environnement. Depuis 9 ans, leur nombre n'a cessé d'augmenter de 106 en 2011, à 227 en 2020 (*Figure 13*). Sur 5 années de cette période (en 2014, en 2015, en 2016, en 2018 et en 2019), le secteur minier et le secteur des ressources énergétiques fossiles sont responsables du plus grand nombre d'assassinats recensés (Global Witness, 2021).

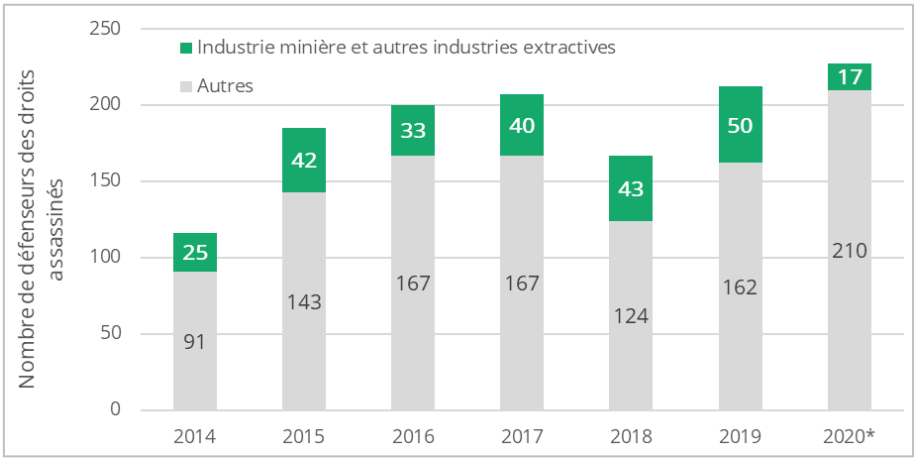


Figure 13 : Nombre de défenseurs des droits assassinés entre 2014 et 2020, et part du secteur extractif ; compilation des données de Global Witness (SystExt · Août 2021)

* À noter qu'en 2020, du fait de la crise sanitaire mondiale, Global Witness a rencontré des difficultés pour investiguer et référencer les assassinats. L'identification des secteurs d'activité responsables des assassinats a été limitée voire impossible. Aussi, les chiffres présentés dans le diagramme en 2020 doivent être considérés avec précaution.

2.3.4. Mise en péril des droits des populations autochtones

Parmi les communautés subissant des violations de droits humains en lien avec l'industrie minérale, John Ruggie considérait en 2006 que **les peuples autochtones étaient plus particulièrement affectés** (ONU, 2006). À ce propos, Sawyer et Gomez (2008) soutiennent ce constat inquiétant (Sawyer & Gomez, 2008, p. iv) : « […] *les projets d'extraction minière approuvés et financés par des gouvernements, des [sociétés multinationales] et des [institutions financières internationales] ont pour les populations autochtones des conséquences lourdes et même d'une* ***ampleur déconcertante***. ».
Ces dernier auteurs mettent cependant en exergue l'écart entre les volontés politiques et l'aggravation de la situation pour ces populations (Sawyer & Gomez, 2008, p. iv) : « *Il s'ensuit un paradoxe : la majorité des communautés autochtones sont de plus en plus dépossédées, en butte aux discriminations, à l'exploitation et au racisme, bien qu'à travers le monde le nombre de chartes internationales, de constitutions d'Etat et de lois nationales qui affirment et protègent leurs droits ne cesse d'augmenter*. »

L'une des sources majeures des conflits entre les peuples autochtones et le secteur minier réside dans une **aporie**[39] **foncière**. En effet, l'État est généralement détenteur des droits du sous-sol tandis que les populations riveraines, et particulièrement les populations autochtones, possèdent les droits de surface, quand celui-ci est reconnu (Anaya, 2015). De plus, les activités minières sont fréquemment localisées dans des zones reculées (déserts, forêts, territoires insulaires, etc.) peuplées par des groupes socialement marginalisés, spécifiquement les peuples autochtones (Forest Peoples Programme & Tebtebba Foundation, 2006 ; Bisht, 2019).

Ce dernier auteur évoque des **conséquences désastreuses pour les peuples autochtones** (Bisht, 2019, pp. 180-181) : « *Ainsi, l'extractivisme produit des impacts multidimensionnels à plusieurs échelles, comme la dégradation des écosystèmes, la perte des liens sociaux, des cultures autochtones et l'adoption de modes de vie écologiquement non soutenables*. »

Par conséquent, **de nombreux conflits socio-environnementaux impliquent les peuples autochtones**, dont les droits sont mis en péril par le secteur minier (Tauli-Corpuz, 2017). Les problèmes majeurs et récurrents qui sont à l'origine de ces conflits consistent en (Levacher, 2012 ; Forest Peoples Programme & Tebtebba Foundation, 2006 ; Bisht, 2019 ; Indigenous Peoples Rights International, 2021) : (1) la destruction de l'environnement et des zones de vie ; (2) le déplacement et la réinstallation de population ; (3) les pollutions et leurs conséquences pour la santé publique ; (4) la criminalisation des mouvements en lutte ; (5) l'arrivée de travailleurs étrangers (et les problématiques sociales induites).

Ces impacts graves relèvent également des droits humains décrits précédemment, mais il est particulièrement important de les considérer en termes de droits des peuples autochtones, du fait de **l'implantation géographique des projets miniers dans des zones qui sont souvent leurs derniers refuges** (Forest Peoples Programme & Tebtebba Foundation, 2006 ; Bisht, 2019). L'intérêt public est alors souvent mis en avant par les États pour justifier l'implantation de projets extractifs sur les terres de peuples autochtones, évinçant l'intérêt de la minorité autochtone au profit des intérêts économiques du pays (Forest Peoples Programme & Tebtebba Foundation, 2006 ; Indigenous Peoples Rights International, 2021). Par la suite, le racisme des autres citoyens envers les populations autochtones peut se développer, ce qui facilite leur adhésion aux mesures prises par les décisionnaires politiques afin d'imposer l'implantation de projets miniers, voire de justifier le recours à la violence (Forest Peoples Programme & Tebtebba Foundation, 2006). Dans le cas du Pérou, par exemple, l'exploitation minière concernait moins de 3 millions d'hectares en 1992, elle en occupait près de 22 millions en 2000, affectant 57 % des communautés autochtones reconnues sur le territoire du pays (Richomme, 2018).

Les problèmes causés aux peuples autochtones par les projets miniers sont graves et systématiques, et il n'est pas exagéré de considérer qu'ils menacent la survie de ces peuples dans certaines régions du monde (Forest Peoples Programme & Tebtebba Foundation, 2006 ; Indigenous Peoples Rights International, 2021) (*voir encadré page suivante*).

[39] Une **aporie** est une contradiction insoluble qui apparaît dans un raisonnement ou une situation.

Lutte des Dongria Kondh contre le projet de mine de bauxite et de raffinerie de Vedanta, Inde

La chaîne de collines de Niyamgiri, foyer de la tribu Dongria Kondh, se situe dans l'état d'Odisha, à l'est de l'Inde. Depuis le début des années 2000, cette tribu a vécu sous la pression de l'entreprise anglo-indienne Vedanta Resources. L'entreprise espérait extraire l'équivalent de 2 milliards de dollars de bauxite (minerai d'aluminium) en implantant une **raffinerie d'alumine** ainsi qu'en exploitant une **mine à ciel ouvert au niveau de la montagne sacrée Niyam Dongar.**

En 2006, l'entreprise finalise l'implantation d'une **gigantesque raffinerie à Lanjigarh**, soutenue par le gouvernement, qui **expulse *manu militari* plus de 100 familles** ne voulant pas céder leurs terres pour la construction de l'usine. Cette raffinerie avait été autorisée à condition qu'aucune forêt ne soit affectée, ce qui n'a pas été le cas, puisque 60 hectares de forêt ont été annexés.

L'usine déverse chaque année des **quantités colossales de boues rouges contaminant les sols, les cours d'eau et les nappes phréatiques**. Tous plus accablants les uns que les autres, les rapports de différentes ONG et de la Cour Suprême de l'Inde dénoncent les **violations de droits humains et les impacts environnementaux graves de la raffinerie**.

En août 2012, selon Novethic, Vedanta a été exclue par huit de ses investisseurs, représentant plus de 376 milliards d'euros d'encours.

En avril 2013, la Cour Suprême de l'Inde a ordonné que soient réalisés des référendums dans chacun des douze villages des Dongria Kondh concernés par le complexe minier. **Malgré les intimidations, ils votent contre le complexe à l'unanimité**. Quelques mois plus tard, le ministère de l'environnement indien **annule finalement le projet de mine**. À cette époque, la ressemblance entre la lutte de la tribu et le scénario du film Avatar avait permis au directeur de l'ONG Survival international (association de défense des peuples indigènes) d'interpeller son réalisateur James Cameron, et avait contribué à une **importante mobilisation de la communauté internationale**.

(Ministry of Environment & Forests, Gouvernment of India, 2010 ; Amnesty, 2010 ; Amnesty, 2012 ; SystExt, 2020b)

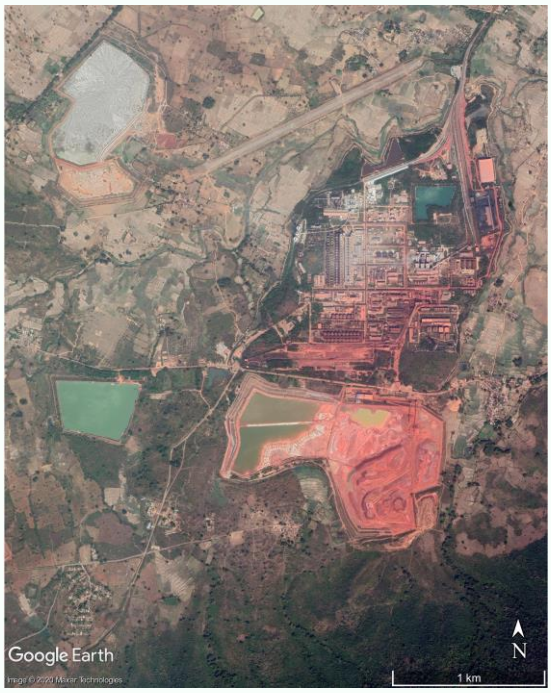






Figure 14 : Lutte des Dongria Kondh contre le projet de mine de bauxite et de raffinerie de Vedanta, Inde
(à gauche) Raffinerie d'aluminium de Vedanta, à Lanjigarh, état d'Odisha **(© Google 2020)**
(à droite, haut) Population Dongria Kondh, Chatikona, district de Rayagada **(Rita Willaert · 2006 · cc by-nc 2.0)**
(à droite, bas) Manifestation de femlmes Dongria Kondh ; tiré de **(Boirin-Fargues, 2014)**

2.3.5. Abus et discriminations répétés contre les femmes

Par rapport aux autres industries, l'industrie minière est à l'origine de **problématiques particulièrement préoccupantes vis-à-vis de la situation des femmes**.

Tout d'abord, les femmes sont le plus **souvent exclues de l'emploi au sein de la mine ou relayées à des tâches subalternes**, tel que le montre Grieco (2016) à partir de l'exemple du secteur minier péruvien (Grieco, 2016, p. 97) : « *L'emploi non qualifié lié à l'infrastructure minière (travaux de construction et entretien) est notamment plus accessible pour les hommes jeunes et adultes, alors que les femmes et les hommes âgés en sont exclus.* »

L'activité minière possède une **forte tendance à masculiniser les zones minières** en employant principalement des hommes et en attirant des travailleurs masculins en provenance d'autres régions (Solano Ortiz, 2015 ; Grieco, 2016). À ce titre, Cunha et Casimiro (2021) ont recueilli les témoignages de femmes relatant les changements associés à l'implantation de la mine industrielle de rubis de Montepuez, Mozambique. Celles-ci décrivent l'afflux massif d'hommes depuis le Mozambique et d'autres pays, qui ont des comportements extrêmement agressifs à l'égard des femmes : harcèlement, maltraitance et viols réguliers (Cunha & Casimiro, 2021, p. 80) :

> « We are not persons, we are like goats. They come, they burn the houses, they take the women and make them their spouses. To sleep we have to go to the bushes and sleep like the lions. We do not want to live like this. »[40]

Bisht (2019) a également recensé en Inde des agressions sexuelles systématiques sur les femmes. **Ces abus sont utilisés comme moyen de pression et de répression** à l'encontre des populations locales qui se mobilisent et dénoncent les impacts des mines de fer. Les auteurs, étudiés par SystExt dans le cadre de la présente étude (et dont la liste ci-après n'est pas exhaustive), recensent des violences systématiques faites aux femmes dans les régions minières : en Afrique du Sud (Hargreaves, 2016) ; en Équateur (Solano Ortiz, 2015) ; au Mexique (Massicotte, 2019) et au Pérou (Grieco, 2016).

De plus, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) alerte sur le lien avéré entre la prostitution des femmes et l'industrie minière (Castañeda Camey, et al., 2020, p. 130) : « *Les faits montrent qu'à travers le monde, un lien existe entre prostitution et industries extractives, en partie dû à la forte concentration de travailleurs masculins dans les zones reculées, ainsi qu'à la complicité et à l'absence de supervision des gouvernements nationaux et des entreprises extractives.* »

Une autre conséquence de la masculinisation des zones minières est, surtout dans les milieux ruraux, une **féminisation des activités agricoles et des autres activités de subsistance** (Grieco, 2016). Les femmes sont davantage exposées aux contaminations générées par les activités minières, notamment sur les sols et l'eau (Grieco, 2016, p. 106) : « *[…] il existe un consensus général sur l'**exposition majeure des femmes aux impacts environnementaux des activités minières** et leur intégration minimale au dynamisme économique lié à l'industrie […]* ».

[40] Traduction proposée par SystExt : « *Nous ne sommes pas des personnes, nous sommes comme des chèvres. Ils viennent, ils brûlent les maisons, ils prennent les femmes et en font leurs épouses. Pour dormir, nous devons aller dans les buissons et dormir comme les lions. Nous ne voulons pas vivre comme ça*. »

Grieco (2016) montre que les programmes sociaux à l'initiative du secteur minier au Pérou ont tendance à **accentuer les discriminations à l'égard des femmes, en les essentialisant**[41] **à un rôle nourricier et reproductif et en les cantonnant à du travail non rémunéré** (Grieco, 2016, p. 106) : « *[…] les programmes sociaux mis en place par la compagnie minière ont pour effet de féminiser ultérieurement le travail de care*[42] *non rétribué, creusant ainsi davantage le différentiel entre activités productives masculines et reproductives féminines. Ces processus convergent dans le sens d'une prolétarisation des femmes paysannes par rapport à leurs compagnons hommes, et de leur racialisation en tant que femmes autochtones face au personnel de la compagnie et des ONG chargées du programme social.* »

En revanche, la lutte contre secteur minier peut favoriser, surtout en milieu urbain, l'émancipation des femmes à travers leur regroupement et leur mobilisation (Grieco, 2016). À titre d'exemple, la « marche des femmes enceintes » fut organisée en avril 2012, à l'initiative des étudiantes en obstétrique du Pérou. Cette manifestation rassemblait des femmes enceintes, et d'autres portant des coussins sur le ventre, qui défilaient pour dénoncer la détérioration de la qualité de l'eau causée par l'exploitation minière, en criant le slogan : « *Agua con cianuro, mi hijo sin futuro !* » (« *Eau au cyanure, mon fils sans futur* ») (Grieco, 2016).

[41] Le verbe **essentialiser** se rapporte au fait d'enfermer un individu ou un groupe d'individus dans une identité figée, restreinte et inamovible (Source : France Culture, 17/09/2019 · Lien).

[42] Par « **care** », l'auteur fait référence au travail non rémunéré de soin de l'autre. Le concept du care est distinct de celui de travail domestique, dans la mesure où il n'est pas conçu comme une forme de production mais comme un travail invisible indispensable à la reproduction sociale, dont la charge est inégalement distribuée à l'échelle sociale et familiale.

2.4. La mine génère des bouleversements socio-économiques

2.4.1. Migrations et déplacements de populations

Les mouvements de populations liés à l'industrie minière sont un phénomène majeur et global, affectant tous les continents (Downing, 2002 ; Terminski, 2013). Pour ne prendre que l'exemple de l'Inde, l'activité minière dans ce pays aurait été à l'origine du déplacement de plus de 2,55 millions de personnes entre 1950 et 1990 (Downing, 2002). Dans cette section, les mouvements de populations sont classés en deux catégories : (1) les **migrations**, correspondant à l'arrivée de personnes souhaitant travailler dans la zone minière ou au départ de travailleurs ; (2) les **déplacements**, correspondant à des exodes volontaires ou contraints de populations locales, liés aux activités minières et à leurs conséquences.

Concernant les migrations, il est fréquent que l'ouverture d'un site minier soit vecteur d'un afflux de travailleurs pour la construction des infrastructures et d'une arrivée de personnel qualifié pour l'exploitation et le traitement du minerai (Bainton, et al., 2017). À ces dernières activités, s'ajoute l'ensemble des corps de métier permettant le fonctionnement de la mine et la vie du personnel associé (restauration, transport, services publics, loisirs, etc.) (Owen & Kemp, 2015 ; Bainton, et al., 2017). Dans une première approche, ces migrations peuvent être considérées comme positives, compte-tenu du développement social et économique qu'elles induisent (Bainton, et al., 2017), bien que les enjeux économiques méritent d'être davantage étudiés (Mandishekwa & Mutenheri, 2020). En revanche, l'une des premières conséquences de l'installation de ces migrants est une **forte augmentation de la pression foncière** (Owen & Kemp, 2015). Leur installation peut engendrer des **conflits, parfois violents, entre la population locale et la population immigrante** (Coderre-Proulx, et al., 2016). Le cas de la mine d'or de Sadiola, au Mali, illustre les tensions qui peuvent émerger entre ces deux populations. En juillet 2009, un violent conflit a opposé l'exploitant minier et les villageois, ces derniers demandant que soit privilégiée l'embauche des locaux (Coderre-Proulx, et al., 2016). De plus, ces migrations sont assujetties à des facteurs externes (au même titre que l'activité minière), tels que : l'évolution des cours des matières premières, les exigences des actionnaires et des investisseurs, les contraintes législatives et règlementaires, et ce, à différentes phases du projet (Owen & Kemp, 2015). Ainsi, les migrations de populations ont lieu tout au long du cycle minier, au gré des fluctuations de ces facteurs externes.

Concernant les déplacements, (*« déplacements et réinstallations induits par l'industrie minière » ou « mining-induced displacement and resettlement (MIDR) » en anglais*) de nombreux auteurs considèrent que **l'industrie minière est « unique » par rapport aux autres secteurs industriels** du fait notamment : de l'afflux massif au démarrage de la mine, et du fait que les déplacements peuvent intervenir à n'importe quel moment dans le projet minier (Owen & Kemp, 2015 ; Bainton, et al., 2017 ; Mandishekwa & Mutenheri, 2020). Les déplacements, volontaires ou contraints, sont le plus souvent liés à l'**accaparement des terres** et à la **construction d'infrastructures incompatibles avec le mode de vie des populations locales** (Bates, 2002 ; Sassen, 2016). De plus, l'activité minière est synonyme de **destruction et/ou de contamination des milieux de vie** (Sassen, 2016) (*voir § 2.3.2 p. 32 sur la contamination des milieux de vie*). Par ailleurs, les conflits d'usages associés à l'accès à l'eau et aux terres menacent voire empêchent les activités des populations (Northey et al., 2016 ; Mandishekwa & Mutenheri, 2020).

Il n'existe pas d'étude évaluant l'ampleur des MIDR à l'échelle mondiale (Downing, 2002 ; Kemp, et al., 2017). Les implications de cette pratique par rapport aux relations communautaires sont même qualifiées d'« *angle mort* » par les sociologues spécialisés dans le secteur minier (Kemp, et al., 2017).

Malgré le manque de données, les nombreuses études réalisées à l'international suggèrent cependant que **le problème est étendu, et source de perturbations sociales majeures** (Downing, 2002 ; Kemp, et al., 2017). Ainsi, la mine d'or-cuivre de Grasberg (Indonésie) aurait déplacé par la force plus de 15 000 personnes, la mine d'or de Tarkwa (Ghana), 20 000 à 30 000 personnes, et le complexe hydroélectrique de Tucuri (Brésil) destiné à alimenter une fonderie d'aluminium, 25 000 à 35 000 personnes (Downing, 2002). Les cas de déplacements forcés sont connus et documentés dans de nombreux pays tels que : la Papouasie-Nouvelle-Guinée, l'Indonésie, les Philippines, le Pérou, le Venezuela, le Suriname, le Guyana, l'Argentine, le Chili, le Honduras, la Tanzanie, le Bostwana ou encore la Namibie (Downing, 2002). Il est d'ailleurs redouté que cette pratique se développe et que les impacts associés augmentent, du fait de la libéralisation des politiques minières nationales, du développement des techniques d'exploitation à ciel ouvert et de la densification de la population rurale (Downing, 2002).

2.4.2. Destruction du tissu social et économique

Tous les auteurs étudiés par SystExt s'accordent sur le **caractère systématique des désorganisations induites par l'installations de projets miniers**.

Des premières phases d'exploration jusqu'après la fermeture du site, le secteur minier bouleverse le tissu social des communautés locales (Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), 2017). Ces impacts se traduisent principalement par des changements pouvant être classés en deux catégories (INSPQ, 2017) :

- (1) des **changements culturels** liés à l'arrivée de nouvelles valeurs dans les us et coutumes locaux, pouvant mener à des affrontements culturels et/ou une marginalisation de certains groupes ;
- (2) des **changements communautaires** qui se traduisent par une détérioration de la cohésion sociale, et l'apparition de tensions et/ou de violences.

Ces processus sont d'une telle ampleur qu'ils peuvent se mettre en place avant même l'installation effective du site minier, tel que l'ont étudié Brisson, et al. (2017) à Malartic au Québec, Canada, où s'est implantée la plus grande mine d'or à ciel ouvert du pays. En effet, dès l'annonce du projet, des tensions sont apparues entre les différents acteurs locaux (Brisson, et al., 2017, p. 397) : « *[…] le climat social de Malartic s'est altéré dès les premières rumeurs concernant le projet. L'incompréhension mutuelle et les positions souvent tranchées adoptées par des acteurs de toutes les catégories ont causé des tensions dans la population et entraîné un « déchirement », un « effritement », une « coupure » du tissu social.* »

Au fur et à mesure de l'avancement du projet minier, le tissu social préexistant est désorganisé et est restructuré autour des activités minières, ce qui se traduit par des impacts sur le quotidien des populations et leurs conditions de vie ; tels que (Akabzaa & Darimani, 2001 ; Petkova, et al., 2009 ; Sánchez-Vázquez, et al., 2016 ; Stewart, 2020) :

- **Inflation et augmentation du coût de la vie**, en raison notamment de fortes disparités de salaires (indexés ou non sur les cours internationaux) ;
- **Perturbation de la structure familiale** ;
- **Déséquilibre de genre** entretenu en particulier par la masculinisation des zones minières (*voir § 2.3.5 p. 41 sur les abus et discriminations répétés contre les femmes*) ;
- **Accroissement de problèmes sociaux** tels que la prostitution, l'alcoolisme, l'addiction à des drogues.

Lorsque le site minier est en fonctionnement, il favorise le développement de l'activité économique locale (via notamment l'installation d'entreprises sous-traitantes ou de service) et est donc pourvoyeur d'emplois directs et indirects.

Cependant, la création de ces nouveaux emplois ne profite pas ou peu aux populations locales, du fait d'un **manque d'inclusivité des projets**, tel que le mettent en évidence Boidin et Simen (2016) dans le cadre d'une étude sur le secteur minier sénégalais (Boidin & Simen, 2016, p. 21) : « […] *malgré les avancées permises par les initiatives conjointes entre les acteurs publics et les entreprises, les projets [miniers] concernés demeurent peu intégrés et faiblement inclusifs vis-à-vis des populations et de leurs représentants.* »

De plus, si une compagnie minière contribue substantiellement aux recettes financières publiques notamment par le paiement des impôts et des redevances, ainsi que par le versement d'autres revenus, nombre d'auteurs alertent sur la **nécessité de redistribuer plutôt cette manne aux acteurs locaux qui sont les premiers à être affectés par les impacts environnementaux et sociaux**. À ce dernier titre, Fatimata Dia, Directrice de l'Institut de la Francophonie pour le développement durable (IFDD) rappelait en 2015 (Dia, 2015) : « *Ces avantages ne devraient cependant pas occulter les impacts sur les populations locales en termes de renchérissement des coûts de la vie, de perte de terres ou de conflits d'usage de certaines ressources comme l'eau, les forêts, etc.* »

Lorsque le site minier ferme, le bassin d'emploi nouvellement créé ne suffit pas à « tamponner » les pertes d'emplois associées à cette fermeture. **Progressivement, les travailleurs de la mine et leurs familles sont contraints d'émigrer** (Akabzaa & Darimani, 2001 ; Bainton, et al., 2017). Il en est de même pour les travailleurs des entreprises parallèles. À terme, il est fréquent que les villes minières soient complètement abandonnées et deviennent des friches ou des « villes fantômes » (SystExt, 2016).

Ainsi, considérant le projet minier dans son ensemble, depuis l'ouverture du site jusqu'aux implications de sa fermeture, **le bilan économique et social de l'industrie minière est globalement négatif** (Guibert, 2018). En effet, si l'activité minière peut être à l'origine de bénéfices socio-économiques, il s'agit de processus ponctuels et fluctuants, qui prennent fin au moment de la fermeture du site. C'est ce que rappelle Harris (2018) qui interroge les implications environnementales, sociales et culturelles de l'exploitation minière éventuelle des grands fonds marins et qui expose à cet effet le retour d'expérience de la mine « traditionnelle » (Harris, 2018, p. 202) : « […] *mining has traditionally led to local boom and bust economies. In the long run, these episodes further entrenched communities in development, destroyed local ecosystems, and failed to deliver the long-term benefits promised by mining* […]. »[43] Au final, **ces bénéfices ne compensent jamais les dommages sanitaires, environnementaux, sociaux et culturels** décrits dans les paragraphes précédents et qui affectent les territoires de façon irréversible (Guibert, 2018, p. 8) :

> « **Les retombées éphémères, voire peu probantes, en termes de développement des territoires concernés** et d'amélioration des conditions de vie des populations locales, s'articulent avec des **dommages environnementaux conséquents et avec les revendications socio-culturelles des populations locales** dont la relation aux matières minières, aux paysages et au patrimoine naturel diffère radicalement de celle des acteurs économiques globalisés qui convoitent ces ressources minières lestement traduites en transactions commerciales, souvent avant même leur production.»

[43] Traduction proposée par SystExt : « […] *l'exploitation minière a traditionnellement entraîné des économies locales en dents de scie. À long terme, ces épisodes ont eu pour effet d'ancrer davantage les communautés dans le développement, de détruire les écosystèmes locaux et de ne pas apporter les avantages à long terme promis par l'industrie minière* […] »

2.5. Tous les impacts augmenteront nécessairement

2.5.1. Finitude des ressources et limites énergétiques

Les ressources minérales sont par définition **non renouvelables** à échelle humaine et en **quantités finies** sur la planète. Compte-tenu de notre consommation effrénée en matières premières minérales, la question de leur épuisement (qui correspond à la raréfaction des gisements primaires) doit être posée.

Dès 1979, Skinner alertait sur la nécessité d'**anticiper cette finitude** (Skinner, 1979) : « *Whichever way one anticipates the use of geochemically scarce metals in the future, it is clear that there are very real limits to the amounts available in traditional ore deposits of the continental crust.* »[44] En effet, ces travaux de modélisation prévoyaient une diminution rapide des teneurs pour tous les métaux (hors aluminium (Al), fer (Fe), magnésium (Mg), titane (Ti) et manganèse (Mn) dont la diminution des teneurs est plus continue et plus lente) (Skinner, 1979). Selon ce dernier auteur et les autres chercheurs travaillant actuellement sur cette problématique, si l'humanité continue l'exploitation des métaux au rythme actuel, la baisse des teneurs entraînera une **augmentation sans précédent des quantités d'énergies nécessaires à leur traitement**, rendant leur exploitation très difficile (Skinner, 1979 ; Bihouix & de Guillebon, 2010 ; Geldron, 2017 ; Halloy, 2018 ; Vidal, 2018).

C'est le concept de « **barrière minéralogique** », qui met en avant l'augmentation de l'énergie nécessaire pour récupérer des métaux selon leur présence dans la croûte terrestre (Skinner, 1979 ; Bihouix & de Guillebon, 2010 ; Drezet, 2014b). La *Figure 15* montre comment la baisse de la concentration du métal dans le minerai, en franchissant la « barrière minéralogique », fait exploser la consommation énergétique nécessaire à extraire le métal (Skinner, 1979 ; Bihouix & de Guillebon, 2010 ; Drezet, 2014b).

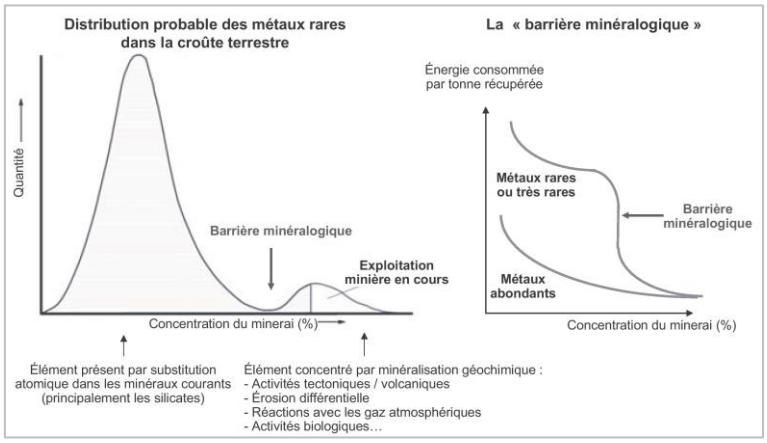


Figure 15 : Concept de barrière minéralogique ; tiré de (Bihouix & de Guillebon, 2010, p. 30)

Sur le même principe, Vidal (2018) explique que le coût énergétique de production croît en fonction de la diminution des teneurs des gisements et de leur accessibilité. Jusqu'à présent, ce coût a été compensé par l'amélioration technologique (Vidal, 2018). Cependant, cette compensation ne peut pas être infinie car il existe un « **point critique** », au-delà duquel le gain énergétique (permis par l'amélioration technologique) ne compense plus la diminution des teneurs dans les gisements (Vidal, 2018).

[44] Traduction proposée par SystExt : « *Quelle que soit la façon dont on envisage l'utilisation des métaux géochimiquement rares à l'avenir, il est clair qu'il existe des limites très réelles aux quantités disponibles dans les gisements traditionnels de la croûte continentale*. »

Ainsi, si des controverses existent sur la notion d'épuisement des ressources minérales (Ericsson, et al., 2019), **il y a un consensus sur le fait que les ressources minérales ne seront plus disponibles, soit parce que les stocks seront épuisés, soit parce que le coût de production sera prohibitif**. La temporalité de ces événements sera différente en fonction de la matière première minérale dont il est question, mais ils sont inéluctables.

2.5.2. Diminution des teneurs et du nombre de gisements facilement exploitables

Diminution des teneurs

Compte-tenu de l'augmentation continue de la demande pour la plupart des métaux, de plus en plus de gisements à faible teneur sont exploités, ce qui conduit à une **diminution des teneurs mondiales** (Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 2013). Les tendances illustrées en *Figure 16* pour l'or et en *Figure 17* pour le cuivre sont représentatives de la situation de nombreux autres métaux (PNUE, 2013). Cette problématique est mise en avant par de très nombreux experts à l'international (Mudd, 2009 ; Prior, et al., 2012 ; PNUE, 2013 ; Moss, et al., 2018 ; McGagh, 2018).

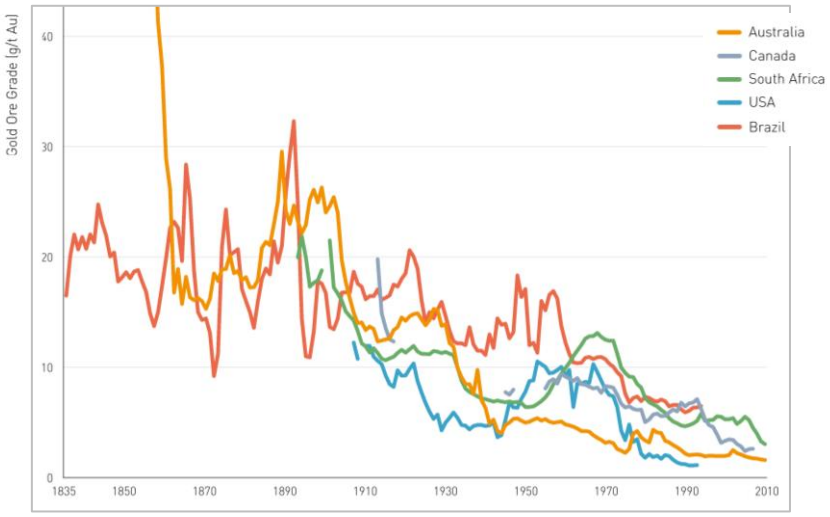


Figure 16 : Évolution globale des teneurs en or de 1830 à 2010 ; adapté de (Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 2013, p. 44)

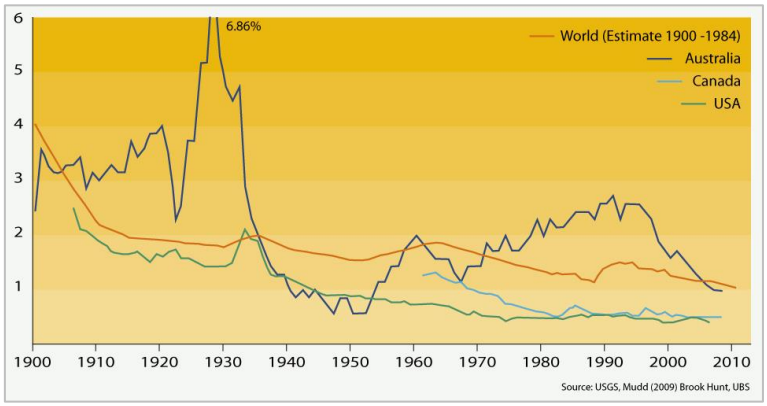


Figure 17 : Évolution globale des teneurs en cuivre, de 1900 à 2010 (GRID-Arendal · Mars 2014 · cc by-nc-sa 2.0)

2.5.3. De plus en plus de minerais complexes et réfractaires

Historiquement, à l'échelle mondiale, les gisements riches et facilement exploitables ont été valorisés en premier, laissant de côté les gisements qui étaient plus compliqués à exploiter et à traiter. Progressivement, les gisements sont devenus de plus en plus difficiles à exploiter, ils contiennent actuellement une part croissante de minerais dit « complexes » et « réfractaires ». Cette tendance a déjà marqué l'histoire minière, et ce, dès la fin du XIX^{ème} siècle (Burt, 2000). En effet, ce dernier auteur considère que les grandes innovations techniques de cette période sont nées du besoin pour les États-Unis et les pays européens d'exploiter des gisements déjà considérés comme complexes à l'époque (Burt, 2000) (*voir 3.1 p. 55 sur les techniques minières et leur évolution historique*).

Un **minerai complexe** se définit généralement comme un minerai contenant plusieurs minéraux d'intérêt (et donc plusieurs substances d'intérêt) comme les minerais à plomb-zinc-argent ou les minerais d'or contenant de l'arsenic et de l'antimoine. Il présente la caractéristique d'être difficile et/ou coûteux à traiter. Un **minerai réfractaire** se définit généralement comme un minerai résistant aux procédés d'extraction chimique « classiques », ou devant faire l'objet de traitements préalables avant la mise en œuvre de ces procédés. Il s'agit par exemple des minerais de cuivre composés d'un mélange de carbonates, de sulfates, d'oxydes, etc. et qui sont résistants à la lixiviation à l'acide sulfurique ou des minerais d'or qui sont résistants à la cyanuration.

Dans un contexte global de diminution des teneurs et de raréfaction des gisements facilement exploitables, **la récupération des métaux dans les minerais complexes et réfractaires est devenue un enjeu majeur pour l'industrie minière** (Mudd, 2010 ; Spooren, et al., 2020).

Pour l'or, les opérateurs miniers sont ainsi confrontés de façon croissante à des minerais complexes et/ou réfractaires (Lunt & Weeks, 2016). Il s'agit de minerais (Lunt & Weeks, 2016 ; SystExt, 2021) :

- Riches en cuivre : qui sont quasi-systématiquement prétraités par flottation ou grillage ;
- Contenant de la matière organique : qui adsorbent naturellement l'or et concurrencent la récupération par le charbon actif ;
- Riches en sulfures : ces derniers s'oxydant spontanément et diminuant la concentration en oxygène dans les cuves de lixiviation ;
- Associés au mercure : qui est régulièrement présent dans les gisements d'or.

Les gisements d'or réfractaire représenteraient d'ailleurs un quart des réserves actuelles et des ressources mondiales (Motta, et al., in *McKinsey & Company*, 23/03/2021).

La valorisation des minerais complexes et réfractaires s'accompagne le plus souvent de la complexification des procédés, avec notamment l'accroissement et la diversification des étapes de traitement du minerai. La mise en place de tels procédés requiert de **nombreux réactifs chimiques** et des **installations de traitement de plus en plus sophistiquées**, auxquelles sont nécessairement associées des quantités importantes d'effluents et de déchets miniers (PNUE, 2013 ; Martens, et al., 2021).

Il est donc attendu une combinaison de trois phénomènes : (1) un accroissement et une diversification des substances métalliques potentiellement toxiques accompagnant la(les) substance(s)d'intérêt dans le minerai traité (Valenta, et al., 2019) ; (2) un accroissement et une diversification des réactifs chimiques utilisés pour le traitement du minerai ; (3) une diminution de la granulométrie des résidus miniers compte-tenu des développements technologiques apportés au broyage (*voir § 3.1.4 p. 58*).

En conséquence, **dans le meilleur des cas, les résidus miniers devraient être similaires à ceux générés actuellement, dans le pire des cas, plus problématiques** (vis-à-vis de leur potentiel de relargage des éléments contaminants) (Valenta, et al., 2019). Ce raisonnement est valable quand bien même il serait possible de récupérer une proportion plus importante et/ou un nombre plus élevé de substances d'intérêt.

Étant donné que le traitement des minerais métalliques constitue déjà un défi, **ces perspectives soulèvent de nouveaux enjeux technologiques, en termes de maîtrise des impacts et de limitation des risques**. En effet, celles-ci ne sont pas conciliables avec l'indispensable réduction des émissions de gaz à effet de serre du secteur minier, selon Farjana, et al. (2019). Or, l'exploitation de gisements à faible teneur ainsi que l'utilisation de plus grandes quantités de réactifs inorganiques (tels que les acides) pour l'extraction chimique, contribuent notablement à ces émissions (Farjana, et al., 2019).

2.5.4. Besoins accrus en énergie et en eau

L'accroissement des besoins en énergie et en eau du secteur minier est le résultat de deux tendances :

- L'**augmentation de la production totale de métal produite**, qui conduit à une augmentation proportionnelle des quantités d'énergie et d'eau nécessaires ;
- La **diminution de teneurs** et la **complexification des minerais exploités et traités** (tel que précédemment décrit), qui conduit à une augmentation exponentielle des quantités d'énergie et d'eau utilisées pour produire la même quantité de métal.

Dans les années à venir, même si l'**optimisation** des quantités d'énergie et d'eau utilisées pour le traitement du minerai se poursuit (Vidal, et al., 2013), elle **ne devrait pas compenser l'effet lié à la baisse des teneurs** (PNUE, 2013 ; Geldron, 2017).

À titre d'exemple, dans le cas de la filière cuprifère, la diminution des teneurs se traduit par une augmentation exponentielle de la quantité d'énergie nécessaire au traitement du minerai, quel que soit le procédé concerné (*Figure 18*). Entre 2011 et 2014, la consommation d'énergie par tonne de cuivre produite a déjà augmenté de 17 % et cette évolution devrait donc se poursuivre (Geldron, 2017). Une multiplication par 2 ou 3 de la demande en cuivre conduit à une multiplication par 8 de la consommation énergétique (Geldron, 2017). Les implications à l'échelle globale sont majeures (Geldron, 2017, p. 16) : « […] *en 2050 avec une demande en cuivre multipliée par 2 à 3 par rapport à 2016 le cuivre devrait à lui seul consommer 2,4 % de la consommation énergétique mondiale de 2050 contre 0,3 % en 2012* ».

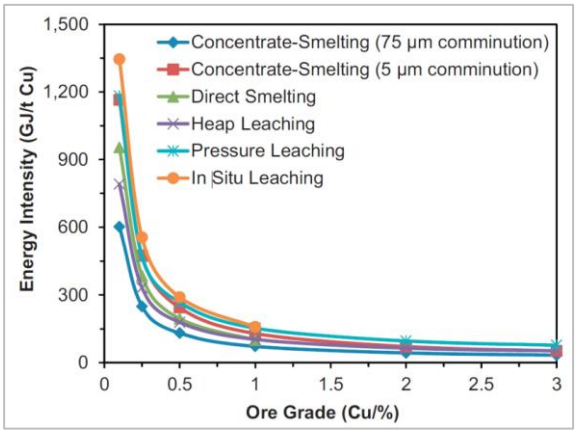


Figure 18 : Consommation énergétique de la production de cuivre en fonction de la teneur du minerai et de la technique de traitement* ; tiré de (Northey, et al., 2014, p. 191)

* Concentrate-smelting (75 µm or 5 µm comminution) : Concentration et pyrométallurgie (après broyage à 75 µm ou 5 µm) ; direct smelting : pyrométallurgie directe, sans traitement minéralurgique préalable ; heap leaching : lixiviation en tas ; pressure leaching : lixiviation en autoclave ; in situ leaching = lixiviation in situ.

Cette tendance, selon laquelle un gisement de faible teneur à minerai complexe nécessitera une utilisation plus importante d'énergie pour produire la même quantité de métal qu'un gisement plus riche, est observée **pour toutes les substances** (Mudd, 2009, Norgate & Haque, 2010 ; PNUE, 2013 ; Northey, et al., 2014 ; Valenta, et al., 2019). Il est conséquemment attendu une augmentation importante des émissions de gaz à effet de serre (Mudd, 2009, Norgate & Haque, 2010 ; PNUE, 2013 ; Northey, et al., 2014 ; Valenta, et al., 2019). Le caractère inéluctable de cette évolution est souligné par le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE, 2013, p. 44) : « *The mining of lower-grade ore causes increased energy use and thus rising GHG emissions,* ***even with improved extraction methods*** »[45].

Le constat est similaire pour les quantités d'eau associées à l'exploitation, et surtout au traitement du minerai[46] (Mudd, 2009, Prior ; et al., 2012 ; Martinez-Alier & Walter, 2016 ; Valenta, et al., 2019). Ainsi, au Chili, les autorités minières prévoient un quasi doublement de la consommation d'eau du secteur cuprifère entre 2014 et 2026 (Geldron, 2017).

Au final, tel que mis en évidence par Mudd (2007a) avec l'exemple de l'or (*Figure 19*), il faut s'attendre à ce que tous les intrants (eau, réactifs chimiques, énergie) et les émissions de gaz à effet de serre continuent d'augmenter de façon exponentielle dans les années à venir.

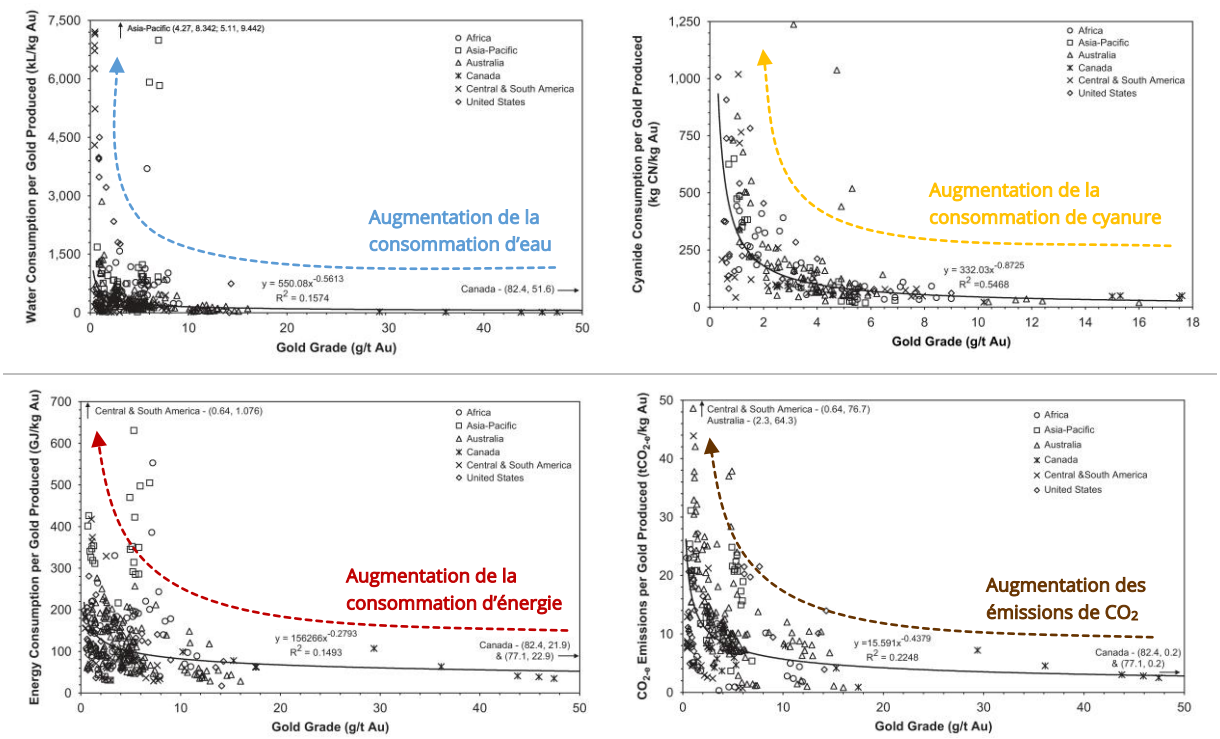


Figure 19 : Évolution de la consommation d'eau, de cyanure, d'énergie et des émissions de CO_2 en fonction de la teneur en or ; tiré de **(Mudd, 2007a)**

[45] Traduction proposée par SystExt : « *L'extraction de minerais à faible teneur entraîne une augmentation de la consommation d'énergie et donc des émissions de GES, même avec des méthodes d'extraction améliorées*. »

[46] En effet, 70 % de la consommation en eau d'un site minier est utilisée pour le broyage et la concentration du minerai (Geldron, 2017).

2.5.5. Décuplement des impacts humains et socio-environnementaux

Il faut déplacer en moyenne 3 fois plus de matériaux qu'il y a un siècle pour extraire la même quantité de minerai, ce qui a donné lieu à l'augmentation des quantités d'eau et d'énergie consommées (*tel que décrit dans le paragraphe précédent)* mais aussi à la dégradation des milieux (PNUE, 2013). En effet, la quantité de matériaux extraits et traités est directement corrélée à celle de déchets miniers, contenant le plus souvent des concentrations élevées en métaux et métalloïdes (ainsi que des réactifs utilisés pour le traitement du minerai tels que le cyanure ou les xanthates) et pouvant être une source de drainage minier acide (*voir §2.1.4 p. 22 sur les déchets miniers*).

En 2019, l'*International Resource Panel* (IRP) a mis en évidence l'augmentation des impacts associés aux activités minières industrielles entre 2000 et 2015 selon 4 critères : « changement climatique », écotoxicité », « toxicité » et « émissions de particules » (IRP, 2019) (*Figure 20*). Il en ressort que **la principale contribution en termes de toxicité et d'écotoxicité est attribuable aux dépôts de résidus miniers**. Ces deux critères ont augmenté de façon significative entre 2000 et 2015 (50 %) et concernent principalement les métaux précieux (or (Au), platine (Pt), argent (Ag)) et le cuivre (Cu) (IRP, 2019). Ces impacts sont particulièrement élevés par rapport à la quantité de métal produite pour ces quatre substances, du fait des teneurs d'exploitation faibles. Sur la même période de 15 ans, les critères « changement climatique » et « émissions de particules » ont doublé (IRP, 2019). **Concernant le critère « changement climatique », le fer et l'acier sont de loin les principaux contributeurs**, du fait des volumes traités annuellement (en milliards de tonnes) et de la nature énergivore des procédés de traitement associés (IRP, 2019).

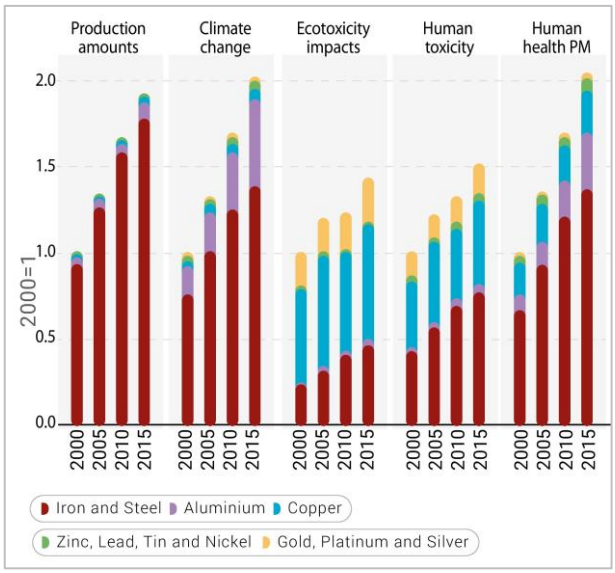


Figure 20 : Production métallique et impacts de l'exploitation minière* de 2000 à 2015* ; tiré de (IRP, 2019, p. 76)

* Sélection de 10 métaux qui représentent 95 % de l'extraction intérieure[47] totale en 2015
iron and steel : fer et acier ; *aluminium* : aluminium ; *copper* : cuivre ; *zinc* : zinc ; *lead* : plomb ; *tin* : étain ; *nickel* : nickel ; *gold* : or ; *platinum* : platine ; *silver* : argent

Face à la diminution globale des teneurs et la complexification des gisements exploités, **toutes ces tendances historiques (augmentation des impacts en termes de changement climatique, de pollution, d'émissions de particules, d'écotoxicité) sont destinées à s'accélérer** (Mudd, 2007b ; Mudd, 2009 ; Prior, et al, 2012 ; Sonter, et al., 2014 ; Valenta, et al., 2019).

[47] L'extraction intérieure, est l'apport du milieu naturel destiné à être utilisé dans l'économie. Elle correspond à la quantité annuelle de matières premières (à l'exception de l'eau et de l'air) extraites du milieu naturel à cette fin.

Cette accélération s'accompagne de l'augmentation de la performance des équipements industriels, **il est ainsi attendu que les travaux miniers soient conduits à des échelles toujours plus grandes** (La Banque Mondiale, 2019, p. 4) :

> « Modern LSM [Large-Scale Mining] is **being conducted at increasingly larger scales**. One of the driving factors behind this development is that **operations are becoming ever more mechanized and efficient**, which means that lower grade and larger deposits may be mined [...]. »[48]

Or, l'augmentation (en nombre et en taille) des mines à ciel ouvert est synonyme de l'augmentation du volume de déchets miniers (Mudd, 2007b ; p. 4) : « *The major shift to large-scale open cut mining in the latter half of the twentieth century is the singular reason behind the extent of solid wastes now produced by the mining industry*. »[49]. L'évolution de la quantité de stériles miniers générés par les mines australiennes de 1895 à 2005 illustre de façon probante cette tendance (Mudd, 2007b) (*Figure 21*).

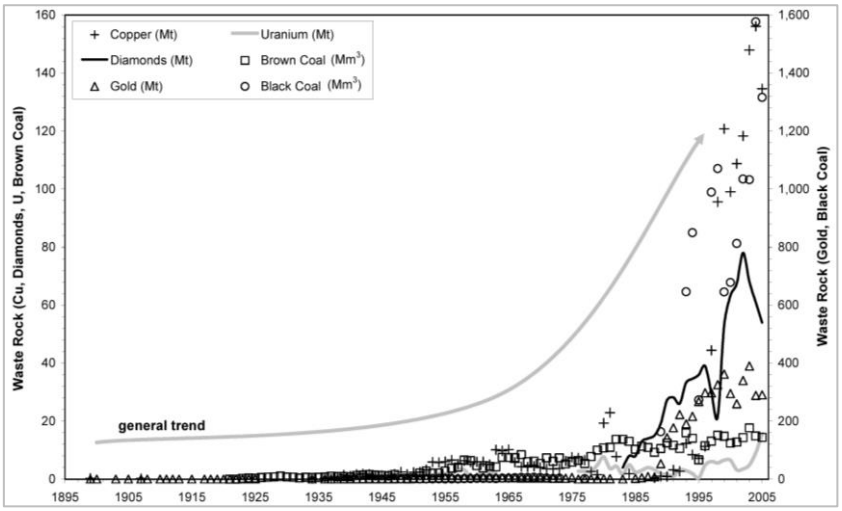


Figure 21 : L'évolution de la quantité de stériles miniers générés par les mines australiennes de 1895 à 2005 pour six matières premières minérales[50] ; tiré de **(Mudd, 2007b, p. 5)**

Déjà en 2010, Lottermoser prévoyait un doublement de la quantité de déchets miniers générés sur une période de 20 à 30 ans (Lottermoser, 2010).

De façon schématique, il en résulte une « réaction en chaîne » : l'extension des surfaces exploitées et l'accroissement des volumes de déchets générés sont à l'origine de l'**augmentation de** (Mudd, 2009 ; Prior ; et al., 2012 ; Sonter, et al., 2014 ; Martinez-Alier & Walter, 2016 ; Valenta, et al., 2019) :

- (1) la **diffusion des substances polluantes et toxiques dans l'environnement**, et de l'**acidification des eaux** (compte-tenu de la nature des déchets liquides et solides générés par l'activité minière industrielle) ;

[48] Traduction proposée par SystExt : « *L'exploitation minière à grande échelle se fait aujourd'hui à des échelles de plus en plus grandes. L'un des facteurs de cette évolution est que les opérations sont de plus en plus mécanisées et efficaces, ce qui signifie que des gisements de plus grande taille et de plus faible teneur peuvent être exploités […].* »

[49] Traduction proposée par SystExt : « *Le passage à l'exploitation à ciel ouvert à grande échelle dans la seconde moitié du vingtième siècle est la raison principale de l'ampleur des déchets solides désormais produits par l'industrie minière*. »

[50] *copper* : cuivre ; *diamonds* : diamant ; *gold* : or ; *uranium* : uranium ; *brown coal* : lignite (charbon pauvre) ; *black coal* : anthracite (charbon riche)

- (2) l'**emprise de terrains affectés** directement ou indirectement par l'installation des sites miniers ;
- (3) l'**intensité des conflits d'usage** liés en particulier aux ressources en eau et en terres,
- (4) la **probabilité que surviennent des accidents** tels que les ruptures de digues, les fuites, les débordements, etc.

Enfin, il est également attendu que les futurs projets miniers se développent (ou cherchent à se développer) **sur les terres de peuples indigènes ou tribaux, sur des territoires davantage habités et occupés, ou encore sur des zones sensibles sur le plan écologique** (telles que les aires protégées, les parcs naturels, etc.) (Flynn, 2018 ; Valenta, et al., 2019 ; La Banque Mondiale, 2019 ; Sonter, et al., 2020). À ce titre, Flynn (2018) a étudié les défis auxquels l'industrie minière aurait à faire face par rapport à l'accès aux terres. Elle conclut qu'à l'avenir, les projets miniers se situeront de façon croissante dans des zones sensibles (Flynn, 2018, p. 223) : « *As most exploration geologists will tell you, the high grade ore bodies located under land with easy access are increasingly more challenging to find.* ***Future mine development and expansion is likely to happen in geographies where people living on the land or that have high levels of biodiversity***. »[51]

Ce constat est partagé par Sonter, et al. (2020) qui ont évalué l'**impact des zones minières sur les zones écologiquement sensibles** (aires protégées, zones clés pour la biodiversité et réserves naturelles). Leur étude porte sur 62 381 zones minières (mines en phase pré-opérationnelle, en activité et fermées) et se concentre sur celles qui exploitent les métaux nécessaires aux technologies et aux infrastructures des énergies renouvelables qu'ils nomment « métaux critiques » (*Figure 22*).

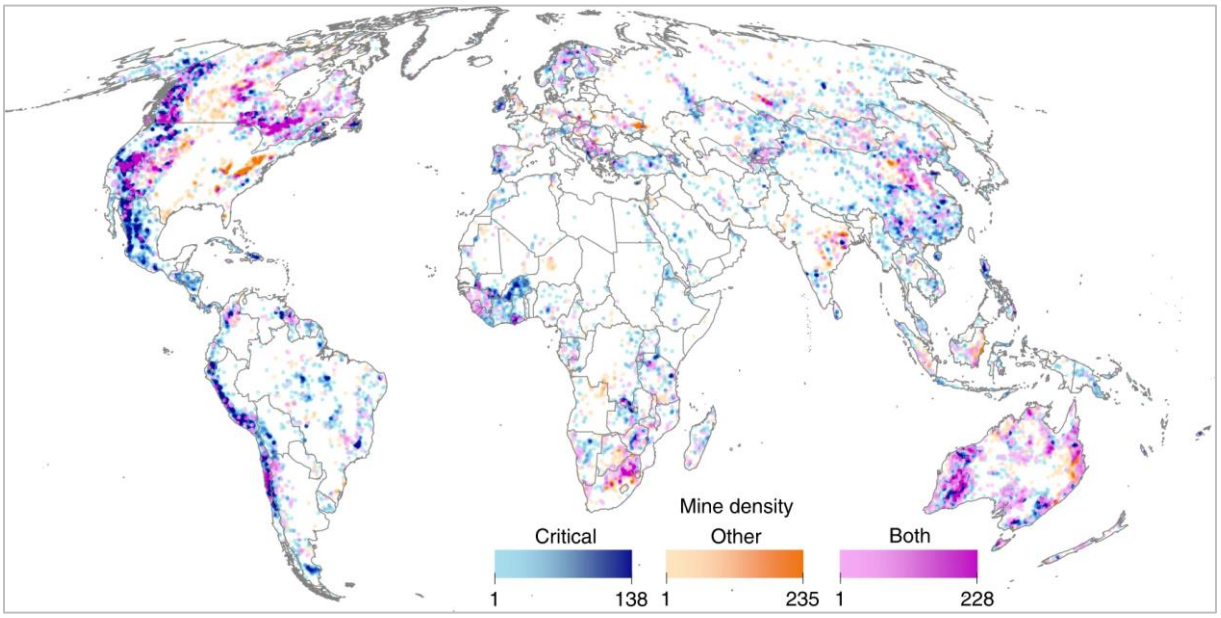


Figure 22 : Carte mondiale des zones minières (mines en phase pré-opérationnelle, en activité et fermées) qui exploitent des métaux nécessaires aux technologies et aux infrastructures des énergies renouvelables (*critical*, en bleu), d'autres métaux (*other*, en orange) et ces deux types de métaux (*both*, en rose), et mise en évidence de la densité associée (en nombre de sites, couleur plus ou moins foncée) ; tiré de (Sonter, et al., 2020, p. 2)

[51] Traduction proposée par SystExt : « *Comme la plupart des géologues d'exploration vous le diront, les gisements de minerai à haute teneur et facilement accessibles sont de plus en plus difficiles à trouver. Le développement et l'expansion des mines à l'avenir sont susceptibles de se produire dans des régions habitées ou qui ont des niveaux élevés de biodiversité*. »

Sonter, et al. (2020) en ont déduit que **l'exploitation minière affecte 50 millions de km² en domaine terrestre**, dont 8 % coïncident avec des zones protégées, 7 % avec des zones clés pour la biodiversité et 16 % avec des réserves naturelles. 82 % des zones minières ciblent les matériaux nécessaires aux technologies et aux infrastructures des énergies renouvelables (Sonter, et al., 2020).

Les perspectives futures sont inquiétantes, compte tenu des menaces croissantes que l'exploitation minière fera peser sur la biodiversité (Sonter, et al., 2020). De plus, **ces nouvelles menaces pourraient même dépasser celles évitées sur le changement climatique par le recours aux énergies renouvelables** (Sonter, et al., 2020, p. 1) :

> « Mining threats to biodiversity will increase as more mines target materials for renewable energy production and, without strategic planning, these new threats to biodiversity may surpass those averted by climate change mitigation. »[52]

[52] Traduction proposée par SystExt : « *Les menaces que l'exploitation minière fait peser sur la biodiversité augmenteront au fur et à mesure que les mines cibleront des matériaux pour la production d'énergie renouvelable et, sans planification stratégique, ces nouvelles menaces pour la biodiversité pourraient dépasser celles évitées par l'atténuation du changement climatique*. »

3. Techniques minières

3.1. Les techniques les plus utilisées n'ont pas changé depuis plus d'un siècle

SystExt constate qu'il est régulièrement mis en avant, dans les communications orales et écrites, des techniques minières « innovantes » ou « modernes », sans que celles-ci soient explicitées. Ceci peut conduire à penser qu'il existerait de nouvelles façons d'exploiter ou de traiter le minerai, qui permettraient d'éviter ou de réduire les conséquences sanitaires et environnementales de ces activités. Cependant, **le retour d'expérience du terrain et l'état de l'art de la recherche contredisent ces assertions**.

3.1.1. De rares innovations techniques, de nombreuses évolutions technologiques

En préambule, SystExt rappelle la différence entre le terme « technique », qui se rapporte aux procédés et aux méthodes, et le terme « technologie », qui se rapporte aux outils et au matériel[53]. Dans ce chapitre, cette distinction est très importante. En effet, les **techniques minières n'ont pas été fondamentalement modifiées depuis des dizaines d'années** (exception faites des techniques présentées dans le § *3.2 p. 64*) **alors que les technologies ont connu des développements importants.** Autrement dit, bien que les façons d'exploiter et de traiter le minerai n'aient que peu évolué, de nombreuses modifications ont été apportées aux machines et aux équipements.

Sur le même principe, Burt (2000), professeur d'histoire minière à l'Université d'Exeter (Royaume-Uni), classe les innovations dans le secteur minier en deux catégories : **les « macro-innovations », qui incarnent des concepts radicalement nouveaux, et les « micro-innovations » qui correspondent à de petits changements de conception**, en adaptant et en améliorant les dispositifs existants. Burt (2000) démontre que ces **macro-innovations ont servi un objectif précis : faire entrer l'industrie minière dans une ère de production de masse**. En effet, l'auteur estime qu'un basculement s'opère à la fin du XIX^{ème} siècle, entre : (1) une production traditionnelle, à forte intensité de main-d'œuvre, exploitant des gisements relativement riches et peu profonds ; (2) une production de masse, mécanisée, exploitant des gisements à faibles teneurs et profonds, et contenant des minerais complexes.

Cette transformation a été rendue possible par le développement de (Burt, 2000) :

- l'extraction hydraulique des placers[54] ;
- les dragues[55] ;
- l'application de la puissance mécanique[56] ;

[53] La **technique** se définit comme un « ensemble de procédés reposant sur des connaissances scientifiques et destinés à la production » La **technologie** se définit comme « l'ensemble des outils et des matériels utilisés dans l'artisanat et dans l'industrie. » (Source : Larousse)

[54] L'**extraction hydraulique** consiste à utiliser de l'eau sous pression pour éroder des roches ou remuer des sédiments dans les gisements alluvionnaires (ou placers).

[55] Une **drague** est un équipement flottant servant à l'extraction d'un placer, en milieu fluvial ou marin. Dans l'industrie minière, les dispositifs les plus utilisés sont les dragues suceuses qui aspirent les matériaux situés sous la couche d'eau.

[56] Cette macro-innovation est en fait un groupe générique d'innovations que l'on peut rassembler sous le terme d' « application de la puissance mécanique ». Il s'agit de l'utilisation de : l'énergie hydraulique, l'énergie à vapeur, l'énergie électrique et du moteur à combustion interne (un type de moteur à combustion). Bien que ces sources d'énergie aient été développées en dehors du secteur minier, leur adaptation à un panel large d'opérations minières souterraines et de surface a été à la base de la mécanisation et de la transformation des industries minières métalliques au cours de la seconde moitié du XIX^{ème} siècle. (Burt, 2000)

- la foration[57] mécanique ;
- l'utilisation de nouveaux explosifs ;
- la cyanuration ;
- la flottation.

Finalement, **seulement sept techniques « innovantes » ou « modernes », ont véritablement marqué l'histoire minière et elles sont toutes nées à la fin du XIX^{ème}**.

3.1.2. Méthodes d'exploitation similaires, mais dont la productivité a été augmentée

Augmentation des rendements et réduction des coûts

Historiquement, les méthodes d'exploitation restent inchangées jusqu'aux années 1860 (Burt, 2000). Elles se basent sur la foration manuelle et le dynamitage à la poudre noire, selon une technique peu différente de celle éprouvée pour la première fois par les mineurs allemands au XVII^{ème} siècle (Burt, 2000). **La seconde moitié du XIX^{ème} siècle a connu le développement de trois nouvelles techniques, considérées comme les trois seules véritables innovations dans l'exploitation** par Burt (2000)[58] : l'application de la puissance mécanique, de la foration mécanique et des nouveaux explosifs chimiques.

Après ces développements, et contrairement aux idées reçues, les techniques d'exploitation, à ciel ouvert ou en souterrain, n'ont pas été fondamentalement modifiées. **Ce sont plutôt les technologies qui ont évolué ces dernières dizaines d'années**. En effet, les développements technologiques ont porté sur les appareils et machines (foreuses, chargeuses, pelles, etc.), afin d'augmenter leur productivité, en termes de rendement de l'exploitation et de réduction des coûts (Zare & Bruland, 2007).

Par exemple, Zare et Bruland (2007) mettent en évidence une augmentation importante de l'avancement moyen de la foration entre 1905 et 2005, celui-ci étant passé de 3-5 mètres par heure (m/h) à 450 mètres par heure (*Figure 23 page suivante*).

Pour ce faire, les machines de foration ont progressivement évolué avec : des moteurs plus puissants, la multiplication des tiges de foration qui permettent de creuser plusieurs trous en même temps ou encore l'utilisation de matériaux plus résistants pour les tiges.

Les auteurs constatent de plus qu'**entre 1975 et 2005[59] le taux de creusement[60] de galeries a augmenté de 60 %, tandis que les coûts associés ont été réduits de 36 %** (Zare & Bruland, 2007).

[57] La **foration** correspond à la réalisation de trous cylindriques dans lesquels sont introduits les explosifs pour l'abattage. L'**abattage** consiste à détacher le minerai du massif rocheux et à le fragmenter, pour le manutentionner et le transporter.

[58] Hors exploitation des placers (*voir page précédente*)

[59] Avec les hypothèses suivantes faites par les auteurs : tunnel routier d'une section de 60 m², 100 heures travaillées par semaine et en l'absence de soutènement.

[60] Le **taux de creusement** correspond au nombre de mètres de roches abattus lors de l'exploitation en souterrain, par unité de temps.

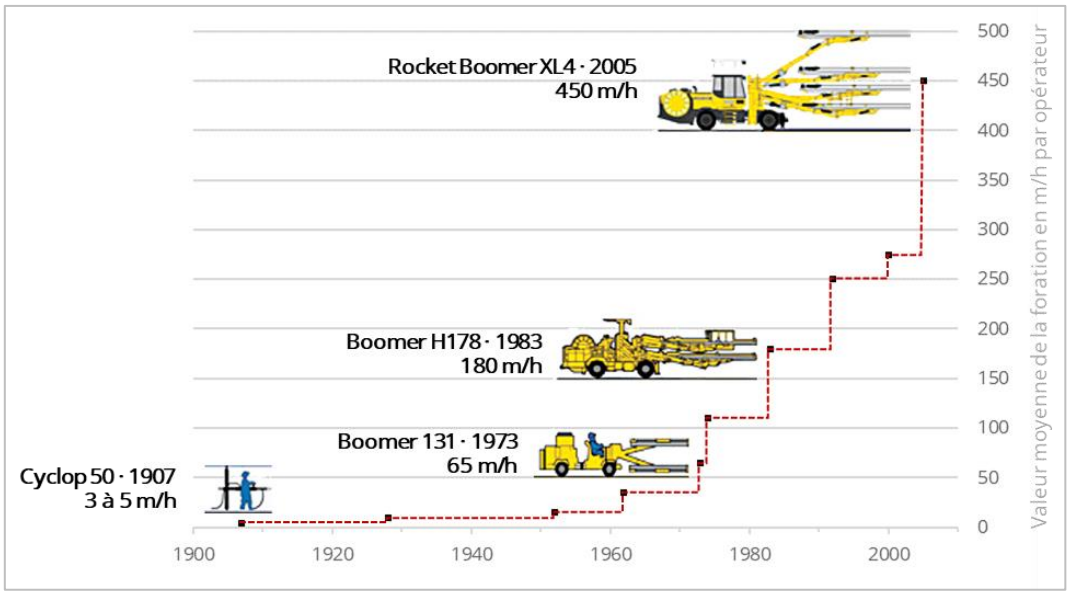


Figure 23 : Développement de la foration par opérateur, en mètres par heure, de 1905 à 2005 ; adapté de (Atlas Copco Rocks Drills 2005, dans Zare & Bruland, 2007)

Exploitation en souterrain versus à ciel ouvert

La méthode d'exploitation en souterrain a été privilégiée au XX^{ème} siècle (Bailey, *Mining.com*, 25/04/2016). Cependant, celle-ci a toujours présenté des risques majeurs, en particulier pour la santé et la sécurité des travailleurs.

C'est l'une des raisons pour lesquelles l'industrie minière s'est davantage orientée vers la méthode d'exploitation à ciel ouvert ces dernières décennies. **Cette méthode est en effet reconnue par nombre d'auteurs comme étant plus sûre et moins chère** (Bailey, *Mining.com*, 25/04/2016 ; Altiti, et al., 2021). Actuellement, il s'agit de la technique la plus mise en œuvre (Drezet, 2014a ; Bailey, *Mining.com*, 25/04/2016), représentant 57 % des sites miniers dans le monde et 88 % du minerai brut[61] produit (Martino, *MacKinsey & Company*, 13/07/2021).

Si dans l'imaginaire collectif, la mine à ciel ouvert est synonyme de mine « moderne », celle-ci présente, malgré tout, des risques aussi importants que la mine souterraine. Ainsi, compte-tenu du retour d'expérience sur les dommages occasionnés par les mines à ciel ouvert, de nombreux projets miniers envisagés ces dernières années privilégient les techniques souterraines. **L'industrie minière pourrait être contrainte de « revenir en arrière », en favorisant à l'avenir les méthodes d'exploitation souterraines** (*Mining Global*, 17/05/2020 ; Altiti, et al., 2021).

3.1.3. Principales innovations pour le traitement du minerai datant du XIX^{ème} siècle

Pour rappel, les principes associés à la minéralurgie, à la métallurgie, et aux déchets générés à chacune des étapes de traitement du minerai sont présentés en § 2.1.2 p. 17.

[61] Plus précisément, il s'agit du « *Run of Mine* », c'est-à-dire le minerai non traité, obtenu après le dynamitage ou le creusement de la zone minéralisée.

Historique

Au début du XIX^{ème} siècle, les procédés de traitement du minerai correspondaient encore largement aux descriptions de l'un des plus anciens manuels d'ingénierie minière et métallurgique, *De Re Metallica* (Agricola, 1556 ; Christmann, 2020). Cependant, c'est à cette époque que le développement des connaissances dans les domaines de la chimie et de la physique a révolutionné la minéralurgie et la métallurgie (Habashi, 2005a ; Christman, 2020) avec, en particulier :

- **1846** : procédé *Bessemer* pour la production de l'acier ;
- **1886-1888** : procédés *Hall-Héroult* (1886) et *Bayer* (1888), pour la production de l'alumine et de l'aluminium ;
- **1887** : avènement de la cyanuration pour l'or et l'argent ;
- **1898** : avènement de la flottation pour les minerais à zinc-plomb-cuivre[62] ;
- **Fin du XIX^{ème}** : procédé *Garnier* pour le nickel latéritique et procédé *Mond*, pour l'extraction du nickel à partir des minerais sulfurés.

Il s'agit alors d'un **changement de paradigme dans le domaine du traitement du minerai.** En effet, jusqu'alors, seules les méthodes pyrométallurgiques permettaient de récupérer les métaux d'intérêt. À celles-ci sont donc venues s'ajouter toutes ces méthodes hydrométallurgiques (Blazy & Jdid, 2001, 2002).

Sinclair (2009) considère, par exemple, que les innovations majeures dans le traitement du minerai de plomb ont principalement eu lieu entre la fin des années 1800 et le début des années 1900. Plus généralement, et tel qu'introduit au début du *§ 3.1 p. 55*, Burt (2000) considère que **les seules véritables innovations survenues dans le domaine de la minéralurgie et de la métallurgie sont respectivement la flottation et la cyanuration, toutes deux développées à la fin du XIX^{ème}** (Burt, 2000, p. 334 et 336) :

> « [...] **the cyanide process revolutionized gold production** and rescued it from the doldrums into which many sections of the industry had sunk after the late 1870s [...] **What the cyanide process did for gold production, flotation did for the separation of complex nonprecious ores**, such as lead/zinc/copper mixes. In a recent review of the development of the process, Jeremy Mouat has described it as "**one of the most significant advances ever made in ore treatment**," [...] »[63]

3.1.4. Pas d'évolution majeure dans le traitement du minerai au XX^{ème} et au XXI^{ème} siècle

Augmentation des rendements, diminution des quantités d'eau et d'énergie

Au XX^{ème} siècle, le principal procédé ayant été découvert est le procédé *Urbain* pour la séparation des terres rares, en 1940 (Christmann, 2020). C'est également à cette date que démarre le développement de l'exploitation industrielle d'uranium (Habashi, 2005a ; US EPA).

---

[62] Le premier équipement basé sur le principe de la flottation a été mis au point en Grande-Bretagne par Frank et Stanley Elmore à la fin des années 1890, et un brevet a été délivré pour ce procédé en 1898 (Burt, 2000).

[63] Traduction proposée par SystExt : « […] *la cyanuration a révolutionné la production d'or et l'a sauvée du marasme dans lequel de nombreux secteurs de l'industrie [aurifère] avaient sombré après la fin des années 1870* [...]. *Ce que la cyanuration a fait pour la production d'or, la flottation l'a fait pour la séparation des minerais non précieux complexes, tels que les mélanges plomb/zinc/cuivre. Dans une récente analyse du développement du procédé, Jeremy Mouat l'a décrite comme "l'une des avancées les plus importantes jamais réalisées dans le traitement des minerais"* […] »

Au cours des XX^{ème} et XXI^{ème} siècles, et à l'image des méthodes d'exploitation, si les techniques de traitement n'ont pas fondamentalement changé, **leurs rendements ont été augmentés, en termes de taux de récupération des substances d'intérêt et de tonnages traités**.

Des innovations importantes ont ainsi été apportées au concassage et au broyage du minerai, ou comminution[64] (Lynch & Rowland, 2005 ; Angove & Acar, 2016). Celles-ci permettant de broyer plus finement, de limiter l'usure des boulets ou des barres utilisées dans les broyeurs, etc. La comminution est non seulement indispensable pour la poursuite du traitement du minerai, mais aussi centrale dans l'industrie minérale, puisqu'elle représente à elle seule **plus de 80 % de sa consommation énergétique** (Vidal, et al., 2013).

Ces dernières décennies, des développements technologiques ont par ailleurs permis la **diminution des quantités d'énergie et d'eau nécessaires au traitement du minerai**, qui demeurent toutefois considérables (*voir § 2.1.3 p 20)*. Il s'agit d'ailleurs de sujets de recherche considérés comme fondamentaux à moyen et long-terme par le réseau pan-européen ERA-MIN[65] (Vidal, et al., 2013).

La minéralurgie et la métallurgie « modernes » datent donc d'un siècle ou plus, et ce sont les mêmes techniques qui sont encore utilisées aujourd'hui.

La flottation, la méthode de concentration la plus utilisée

La flottation est la **principale technique de concentration du minerai** (ou de séparation des minéraux) (National Research Council, 2002 ; Wills & Finch, 2016). Elle est **utilisée dans l'industrie minérale depuis près de 120 ans** à travers le monde (National Research Council, 2002). À titre d'illustration, en 2011, 80 % de la production minière mondiale de cuivre avait été traitée par flottation au moment de l'étape de concentration (Bleiwas, 2012). Sa mise en œuvre s'est avérée nécessaire compte tenu de la nécessité de valoriser des **minerais toujours plus complexes (en termes de finesse et d'imbrication des grains),** qui ne pouvaient pas être concentrés par les méthodes utilisées jusqu'alors (gravimétrie, magnétisme, etc.) (Wills & Finch, 2016).

La flottation permet de concentrer les minéraux d'intérêt en les faisant « flotter ». Ces derniers sont rendus hydrophobes par l'ajout de « collecteurs »[66]. En présence de bulles d'air, les particules hydrophobes s'y fixent et remontent ainsi à la surface. Ce transport sélectif sépare donc les minéraux d'intérêt des autres, qui restent en suspension dans la pulpe[67]. Un « déprimant » est également introduit afin de rendre hydrophiles les phases minérales qui ne doivent pas flotter (Kupka & Rudolph, 2018).

[64] Voir note de bas de page n°25 p. 20.

[65] Réseau pan-européen de financements de projets de recherche sur les matières premières.

[66] Un collecteur est un composant organique qui s'adsorbe à la surface des minéraux d'intérêt, les rendant hydrophobes. Schématiquement, cela revient à recouvrir la surface des grains par une couche d'huile.

[67] La pulpe consiste en un mélange d'eau, de réactifs et de minerai broyé.

Cependant, **cette technique est particulièrement problématique** au regard des quantités d'eau nécessaires[68], des réactifs chimiques utilisés, mais aussi de la nature et du volume des déchets miniers générés (Lin, et al., 2019, p. 1) :

> « However, flotation is not a pollution-free process [...]. **Large water quantity requirement is one of the main issues** in the flotation process [...]. The flotation process also generates a **considerable amount of wastewater with toxic contaminants, which are harmful for the local environment and natural water** [...]. »[69]

Bien que des développements technologiques aient été apportés au traitement par flottation (pour stabiliser la mousse ou améliorer la récupération de certains minéraux, par exemple), **en pratique, la technique est mise en œuvre de la même façon depuis plus d'un siècle**.

À titre d'exemple, les **xanthates** (sels organiques utilisés comme collecteurs), commercialisés pour la première fois en 1928 aux États-Unis, représentent le principal produit chimique employé dans la flottation des minerais sulfurés[70] (Bach, et al., 2016 ; *International Mining*, 01/06/2011). Or, l'usage de xanthates présente des risques sanitaires et environnementaux élevés. En effet, **ces produits chimiques et certains de leurs produits de dégradation, tel que le disulfure de carbone (CS_2), présentent des toxicités importantes** (Bach, et al., 2016, p. 19) :

> « Despite that xanthates may be degraded by hydrolysis in tailings dams, it is important that tailings waste streams are not discharged to waterways as they are **toxic to the aquatic fauna. Furthermore, the degradation product of xanthate, carbon disulphide, is toxic.** »[71]

Les impacts sanitaires et environnementaux des xanthates ont d'ailleurs été signalés précédemment, concernant la santé des travailleurs de la mine (*voir § 2.3.1 p. 31*) et concernant les écosystèmes marins confrontés à des déversements volontaires (*voir § 4.1.2 p. 93*).

Par ailleurs, il est indispensable que les minéraux soient extrêmement fins. Le minerai est donc préalablement broyé afin d'obtenir une poudre dont les grains mesurent entre 5 µm et 300 µm[72] (Wills & Finch, 2016). Après récupération des minéraux d'intérêt, des déchets miniers tout aussi fins sont ainsi générés. En effet, **les résidus de flottation sont majoritairement composés de grains dont la taille est inférieure à 50 µm** (Mackay, et al., 2018). Or, plus les grains sont petits, plus la surface totale disponible pour l'oxydation est grande. **Ils sont donc plus « réactifs » que les fragments grossiers et présentent une plus grande capacité à être lixiviés[73] et à libérer les métaux et métalloïdes qu'ils contiennent.**

---

[68] Dans le cas des minerais sulfurés de cuivre, considérant un processus « classique » de concentration par concassage-broyage-flottation, la quantité d'eau nécessaire est de 1.5 à 3.5 m^3 d'eau par tonne de minerai traité (Bleiwas, 2012).

[69] Traduction proposée par SystExt : « *Cependant, la flottation n'est pas un processus exempt de pollution* [...]. *La grande quantité d'eau requise est l'un des principaux problèmes du processus de flottation* [...]. *Le processus de flottation génère également une quantité considérable d'eaux usées contenant des contaminants toxiques, qui sont nocifs pour l'environnement et les eaux.* »

[70] Pour une quantité utilisée de 100 000 tonnes par an dans le monde, en 2011 (*International Mining*, 01/06/2011).

[71] Traduction proposée par Systext : « *Bien que les xanthates puissent être dégradés par hydrolyse dans les digues à résidus, il est important que les flux de résidus ne soient pas déversés dans les cours d'eau car ils sont toxiques pour la faune aquatique. En outre, le produit de dégradation du xanthate, le disulfure de carbone, est toxique.* »

[72] Cette taille de grain correspond à celle d'une farine de blé, dont les grains sont majoritairement de l'ordre de 100 µm.

[73] Voir note de bas de page n°27 p. 26.

De façon générale, McGagh (2018) insiste sur la **nécessité d'améliorer les processus de concentration** et estime que les innovations en termes d'automatisation et de numérisation pourraient servir ce dessin. Il considère que les développements technologiques ont été jusqu'alors extrêmement limités et que la flottation découverte dans les années 1900 est la dernière véritable « avancée » en minéralurgie (McGagh, 2018). Bien que l'échelle des équipements ait considérablement augmenté, les processus minéralurgiques sont restés les mêmes. Cette inertie s'applique également au fait que les procédés sont toujours énergivores, avec un rendement énergétique faible (4 à 6 %) (McGagh, 2018, p. 87) :

> « Another area of the sector which could benefit hugely from innovation is fundamental concentrator process design. **Recent developments or improvements have been extremely limited**. For example, froth-flotation, discovered and adopted in the early 1900s, was arguably the last significant breakthrough in the mineral concentration process. **Component machinery has been dramatically scaled up, but the core concentrating processes remain the same**. With concentrators demanding a large capital investment, mineral concentration remains a capital intensive and energy wasteful process. In fact, **experts estimate 4%–6% total energy efficiency of prevailing concentration systems.** »[74]

Caractère indispensable de la pyrométallurgie pour l'extraction chimique

Les procédés pyrométallurgiques consomment beaucoup d'énergie et sont particulièrement polluants (*voir notamment le § 2.2.2 p. 29, voir encadré page suivante*)**, d'autant plus actuellement** (Neira, et al., 2021). En effet, selon Habashi (2008), contrairement aux procédés « anciens » qui fondaient des minerais sulfurés à haute teneur dans des hauts-fourneaux, les procédés « récents » fondent des minerais à faible teneur dans des fours à réverbère. Selon lui, cette évolution technologique est à l'origine d'une aggravation considérable des impacts : « *This was a turning point for the worst with respect to pollution of the environment, high energy consumption, and excessive dust formation*. »[75] (Habashi, 2018, p. 1).

Au début des années 2000, le Conseil national de la recherche des États-Unis indiquait que le changement le plus important dans l'industrie minière pour les années suivantes pourrait être le remplacement complet des techniques pyrométallurgiques par les techniques hydrométallurgiques (compte-tenu des émissions de gaz qu'elles génèrent, voir § *2.2.2 p. 29*) (National Research Council, 2002). Cependant, force est de constater, 20 ans après, que **la pyrométallurgie reste indispensable pour la récupération des métaux**.

[74] Traduction proposée par SystExt : « *Un autre domaine du secteur [minier] qui pourrait bénéficier énormément de l'innovation est la conception du processus de concentration. Les développements ou améliorations récents ont été extrêmement limités. Par exemple, la flottation par mousse, découverte et adoptée au début des années 1900, a sans doute été la dernière percée significative dans le processus de concentration des minéraux. Les équipements ont été considérablement agrandis, mais les processus de concentration de base restent les mêmes. Ils exigent un investissement important, la concentration des minéraux restant un processus à forte intensité de capital et énergivore. En effet, les experts estiment que le rendement énergétique total des systèmes de concentration actuels est de 4 à 6 %.* »

[75] Traduction proposée par SystExt : « *Ce fut le pire changement qui soit, par rapport à la pollution de l'environnement, à la forte consommation d'énergie et à la formation excessive de poussières*. »

Karabash, l'une des villes les plus polluées de Russie

L'activité minière de Karabash a débuté au début du XIX^{ème} siècle. En 1910, une fonderie de cuivre fut construite au centre de la ville **(Chesnokov, in *openDemocracy*, 18/01/2018)**. Ce complexe a émis plus de 12 millions de tonnes de substances dangereuses dans l'air et rejeté plus de 30 millions de tonnes de déchets métallurgiques **(Barysheva, et al., 2003)**. En 2014, il s'agissait d'ailleurs de la deuxième fonderie la plus émettrice de dioxyde de soufre (SO_2) au monde, avec une quantité annuelle émise d'environ 300 000 tonnes (Fioletov, et al., 2016). Après plus d'un siècle d'activité, le territoire est dévasté : les sols sont devenus stériles **(Barysheva, et al., 2003)**, et les écosystèmes faunistiques et floristiques de la zone ont été complétement détruits (Semenenko, 2013). Les sols et les eaux (tant souterraines que de surface) présentent des concentrations très élevées en métaux et métalloïdes, en particulier en cuivre (Cu), en arsenic (As), en plomb (Pb), en cadmium (Cd) et en mercure (Hg) **(Chesnokov, in *openDemocracy*, 18/01/2018)**. Les conséquences sanitaires sont majeures. En 2015, la ville a enregistré l'un des taux de mortalité les plus élevés du pays et une imprégnation en arsenic, en cadmium et en plomb a été mise en évidence chez de très nombreux enfants **(Chesnokov, in *openDemocracy*, 18/01/2018)**.



Figure 24 : Complexe de traitement du cuivre par pyrométallurgie de Karabash, Russie ; à gauche : usine ; à droite : zone polluée et abandonnée **(Anna Semenenko · 2010 · cc by-sa-nc 3.0)**

En se basant sur la base de données en ligne L'Élémentarium, SystExt a étudié les techniques d'extraction chimique (permettant de passer du minéral au métal d'intérêt, hors raffinage) pour 40 métaux et métalloïdes[76]. **Des procédés pyrométallurgiques sont nécessaires pour ces 40 substances**. Ils sont parfois minoritaires dans le procédé, comme pour l'or et l'aluminium, et souvent majoritaires, comme l'arsenic et le cuivre.

En effet, en 2018, 83 % du cuivre mondial était obtenu uniquement par pyrométallurgie[77] sur des minerais sulfurés[78] (L'Élémentarium). Blazy et Jdid (2001) l'expliquent par des limites intrinsèques aux minerais cuprifères : « *Traditionnellement, et malgré une tendance qui s'est développée au cours de la deuxième moitié du XXe siècle en faveur de la voie humide, la voie sèche continue à occuper une place prépondérante, car il existe une difficulté d'attaquer par voie chimique certaines espèces minérales*. » (Blazy & Jdid, 2001, p. 1)

[76] Les 40 métaux et métalloïdes étudiés par SystExt sont : Aluminium (Al) · Antimoine (Sb) · Argent (Ag) · Arsenic (As) · Bismuth (Bi) · Cadmium (Cd) · Chrome (Cr) · Cobalt (Co) · Cuivre (Cu) · Étain (Sn) · Fer (Fe) · Gallium (Ga) · Germanium (Ge) · Hafnium (Hf) · Indium (In) · Iridium (Ir) · Manganèse (Mn) · Mercure (Hg) · Molybdène (Mo) · Nickel (Ni) · Niobium (Nb) · Or (Au) · Osmium (Os) · Palladium (Pd) · Phosphore (P) · Platine (Pt) · Plomb (Pb) · Rhénium (Re) · Rhodium (Rh) · Ruthénium (Ru) · Sélénium (Se) · Silicium (Si) · Tantale (Ta) · Tellure (Te) · Thallium (Tl) · Titane (Ti) · Tungstène (W) · Vanadium (V) · Zinc (Zn) · Zirconium (Zr). Les lanthanides et actinides n'ont pas été pris en compte, ce qui inclut donc l'uranium (qui est l'un des 15 actinides). L'uranium n'est traité que par hydrométallurgie.

[77] Après concentration des minéraux par flottation, le plus souvent.

[78] L'hydrométallurgie du cuivre est destinée aux minerais oxydés, ainsi qu'aux minerais sulfurés pauvres (par biolixiviation dans ce dernier cas).

Parmi les 40 substances étudiées, SystExt a identifié **7 substances dont l'extraction chimique est réalisée exclusivement par des procédés pyrométallurgiques**. Il s'agit du bismuth (Bi), du mercure (Hg), du molybdène (Mo), du phosphore (P), du plomb (Pb), du silicium (Si) et du thallium (Tl). Concernant le traitement du plomb, des recherches intensives ont été conduites dans les années 1970 et 1980 mais n'ont pas permis d'identifier de procédés hydrométallurgiques viables (Habashi, 2005b).

Inertie dans le traitement de l'or

La cyanuration est le procédé hydrométallurgique le plus employé par l'industrie aurifère et concerne 80% de la production mondiale d'or (L'Élémentarium, fiche or). L'avènement du cyanure pour l'exploitation aurifère s'est fait dans les années 1890 lors du développement du complexe minier aurifère du Witwatersrand en Afrique du Sud. En effet, les anciennes méthodes de traitement (amalgamation[79] ou chloration[80]) ne permettaient plus de récupérer suffisamment d'or (seulement 55 à 65 %) dans les nouvelles zones exploitées (Gray & McLachlan, 1933 ; Habashi, 2016).

La cyanuration est restée « *pratiquement inchangée depuis sa découverte* » (Habashi, 2016, p. 11). Durant les 100 dernières années, les seuls développements technologiques qui ont été apportés sont : l'invention de la lixiviation en tas dans les années 1960 (*voir § 0 p. 75 sur la lixiviation en tas*), l'introduction du charbon actif pour récupérer l'or après lixiviation dans les années 1980 et l'essor des techniques permettant de valoriser des minerais complexes et réfractaires (*voir § 2.5.5 p. 48*)dans les années 2000 (Angove & Acar, 2016).

[79] L'amalgamation consiste à allier l'or (et l'argent) avec du mercure et à décomposer l'alliage (25 à 50 % d'or) par distillation du mercure, vers 400-500°C.

[80] La chloration consiste à dissoudre l'or par des ions chlorures en milieu acide et oxydant. Cette technique permet d'atteindre des rendements de mise en solution de l'or très élevés, proches de 100 %. Cependant, « *La manipulation du chlore, gaz extrêmement corrosif et toxique, n'est pas sans risques environnementaux et sanitaires. Ce procédé est mis en œuvre à l'échelle industrielle mais uniquement sur des gisements de platinoïdes dont la valeur économique justifie les investissements lourds liés à ce procédé* ». (Menard, 2018)

3.2. Les techniques « novatrices » présentent des risques équivalents voire accrus

« À matériel nouveau, risque nouveau. Le progrès technique s'il a permis d'écarter certains risques en a fait apparaître d'autres, moins visibles, plus cachés, mais toujours dangereux. Alors vigilance, prudence, toujours valables. » Affiche de prévention pour les mineurs de charbon datant de 1990 (Musée des fosses 9-9bis et 2, à Oignies (62))

Dans cette section, les techniques d'exploitation et de traitement du minerai dites « novatrices » sont celles qui ont été découvertes et/ou développées ces dernières décennies. Elles ont vocation à exploiter des gisements pour lesquels la mise en œuvre des techniques conventionnelles[81] n'était pas considérée comme suffisamment rentable. C'est le cas notamment des gisements très profonds, et/ou ceux dans lesquels la minéralisation est diffuse, et/ou ceux pour lesquels la teneur est très faible. Selon SystExt, **la caractéristique principale de ces techniques « novatrices » est de permettre la valorisation de tonnages très importants avec des coûts opérationnels réduits**. Ces techniques ne permettent cependant pas de réduire les impacts environnementaux associés. Au contraire, **les premiers retours d'expérience[82] démontrent que ces pratiques peuvent être à l'origine de risques plus graves encore**.

3.2.1. Foudroyage par blocs ou *block-caving*

Principe de la méthode

Le « foudroyage par blocs » (ou *block-caving* en anglais) est une **méthode d'exploitation souterraine** qui est apparue au début du XX^{ème} siècle (Arizona Geology e-Magazine, 09/02/2020). Cependant, elle a été largement mise en œuvre à partir des années 2000 (Chitombo, 2010), lui conférant le statut de « *nouvelle méthode alternative* » (Geoengineer, 25/07/2018) ou de « *méthode du futur* » (Cholteeva, in *Mining Technology*, 24/02/2020).

Schématiquement, **la méthode repose sur l'effondrement de la zone minéralisée sous son propre poids, suite à une explosion majeure déclenchée dans le gisement[83]** (*Figure 25 page suivante*) (Flores-Gonzalez, 2019). La première étape consiste à créer des ouvrages souterrains inclinés pour accéder à la base du gisement, dans laquelle est creusé un réseau dense de galeries horizontales. Au-dessus de celles-ci, le corps minéralisé est dynamité en masse, provoquant la fragmentation de la roche et son effondrement. Le matériel fragmenté descend ensuite par gravité jusqu'aux galeries horizontales via des « entonnoirs » creusés dans la roche, où il est récupéré (à l'image de ce qui se passe dans un silo à grains). **Il en résulte la formation en souterrain d'une cavité de très grande taille**, généralement de 200 m de haut, mais pouvant atteindre 500 m de haut (*Mining Technology*, 24/02/2020).

[81] Pour l'exploitation : mine à ciel ouvert, mine souterraine par puits et galeries, par exemple ; pour le traitement : broyage, flottation, lixiviation en cuve, etc.

[82] Lors de ses recherches, SystExt a identifié relativement peu de publications dédiées aux impacts environnementaux de ces techniques. Les publications consultées se concentrent davantage sur les problématiques rencontrées lors de la conduite même des travaux (stabilité, circulation d'eaux souterraines ou de surface, etc.). Bien que ces enjeux ne soient pas traités comme tels, ils permettent de déduire les risques environnementaux les plus probables.

[83] Tous les gisements ne se prêtent pas à l'utilisation de cette méthode, qui requiert certaines propriétés, notamment la capacité de la roche à se fragmenter.

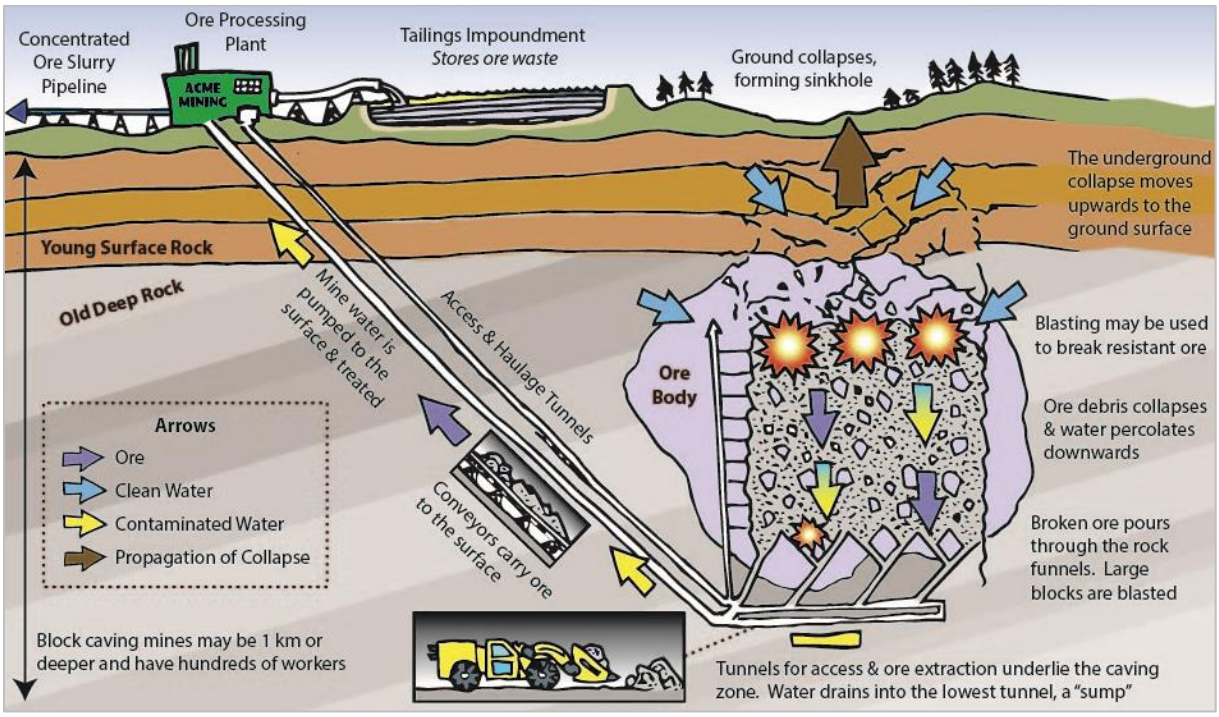


Figure 25 : Représentation schématique de la méthode d'exploitation par « foudroyage par blocs » (Mattox, et al., 2014 · cc by-nc 3.0)

D'un point de vue économique**, le coût total de cette méthode est environ 10 fois inférieur à celui des méthodes conventionnelles** (Geoengineer, 25/07/2018), bien que cela ne prenne pas en compte les coûts de réhabilitation et les éventuelles autres externalités négatives environnementales et sociales.

Les coûts d'investissement, liés aux nombreux travaux nécessaires pour préparer l'exploitation (en particulier les infrastructures souterraines décrites précédemment), sont relativement élevés (Geoengineer, 25/07/2018 ; Cholteeva, in *Mining Technology*, 24/02/2020). En revanche, les coûts opérationnels sont particulièrement bas, ce qui rend cette technique attractive pour les exploitants miniers actuels[84] (Geoengineer, 25/07/2018 ; Cholteeva, in *Mining Technology*, 24/02/2020).

Risques environnementaux

Cette technique a l'avantage de réduire la quantité de stériles miniers[85] générée (Cholteeva, in *Mining Technology*, 24/02/2020). En effet, les roches stériles sont peu extraites, contrairement à l'exploitation à ciel ouvert, par exemple. Cependant, le foudroyage par bloc se distingue aussi par une très faible sélectivité[86], conduisant à alimenter l'usine de traitement avec de grandes quantités de minerai brut[61], très hétérogène[87] (Moss, et al., 2018). Selon ces derniers auteurs, il s'agit d'une caractéristique problématique de cette méthode. La conséquence prévisible est la **génération de volumes de résidus miniers bien plus grands, ce qui constitue un risque significatif**.

[84] En particulier pour les extensions souterraines de mines existantes.

[85] Roches trop peu ou pas minéralisées encaissant le minerai

[86] La sélectivité caractérise la qualité de l'extraction. Plus elle est élevée, et plus la quantité de roches stériles associée au minerai (et qui est donc également transportée à l'usine de traitement) est faible.

[87] Le minerai brut étant caractérisé par une hétérogénéité de constitution (minéralogie variable, particulier) et de distribution (en termes de taille des grains, en particulier).

Cependant, **le principal risque environnemental associé à la méthode de foudroyage par blocs est l'effondrement des terrains situés au-dessus de la zone exploitée**. En effet, il est inévitable que la cavité souterraine grandisse, ce qui peut amener l'effondrement à se propager jusqu'à la surface. Il en résulte des **affaissements**[88], voire des **effondrements généralisés**[88] (Mattox, et al., 2014 ; Flores-Gonzalez, 2019).

La propagation de la cavité est également à l'origine d'une sismicité induite, les effondrements provoquant des séismes d'une magnitude généralement faible (Glazer & Hepworth, 2005). Si la majorité de ces épisodes n'ont que peu de conséquences, certains peuvent au contraire se revéler plus graves, en particulier lorsqu'ils se connectent avec des hétérogénéités géologiques (comme une faille, ou une séparation entre deux couches géologiques différentes) (Glazer & Hepworth, 2005). SystExt souhaite insister sur le **risque induit pour les installations minières de surface**, en particulier pour les mines à ciel ouvert, les dépôts de stériles miniers ou encore les parcs à résidus. Lorsque ces ouvrages se trouvent au-dessus de la cavité, sous l'influence des épisodes sismiques ou dans le rayon d'impact de l'effondrement, ils peuvent être endommagés voire être eux-mêmes à l'origine d'accidents. C'est ce qui s'est produit en 2004 à la mine de cuivre de Palabora, en Afrique du Sud (*voir aussi § 2.1.4 p. 22 sur les déchets miniers*). L'exploitation y a débuté en 1964 par une mine à ciel ouvert, devenue la plus grande cavité artificielle du continent africain, avec un diamètre de presque 2 km et une profondeur de 762 m (2.5 fois la hauteur de la Tour Eiffel) (*Mining Technology*). En 2000, l'exploitant a souhaité poursuivre l'exploitation en souterrain, en recourant à la méthode du *block-caving*. Trois ans après le début de ces travaux, la sismicité induite a provoqué des instabilités de surface et des fissures sont apparues sur les parois de la mine à ciel ouvert (Hansen, in *NASA Earth Observatory*, 22/07/2019). Un an plus tard, le flanc nord-ouest s'est effondré, provoquant le déplacement de 60 millions de tonnes de roches et l'apparition de fissures dans un rayon de 300 m autour de la mine à ciel ouvert (*European Space Agency* (ESA), 03/01/2006).

Aux risques précédents, s'ajoutent ceux qui peuvent se produire en souterrain : **les éboulements, les effondrements ainsi que les afflux massifs et soudains de poussière, d'eau ou de boue** (Flores-Gonzalez, 2019). Tous ces phénomènes ont été reportés sur la plupart des sites miniers utilisant le *block-caving* et peuvent se produire tout au long du projet d'exploitation, depuis la construction des premières infrastructures souterraines jusqu'au stade de production (Flores-Gonzalez, 2019).

Par ailleurs, en complément du pompage des eaux souterraines durant l'exploitation (exhaure), **la création de telles cavités perturbe inévitablement les écoulements d'eaux souterraines** (Cadia Holdings Pty Limited & ResourceStrategies, 2012 ; Mattox, et al., 2014). **Les perturbations sont encore plus importantes lorsque l'effondrement se propage jusqu'à la surface**, puisque les précipitations et les eaux de surface peuvent alors s'infiltrer dans la zone effondrée (Cadia Holdings Pty Limited & ResourceStrategies, 2012, Mattox, et al., 2014). Toutes les eaux convergent généralement vers les zones exploitées et la base du gisement, ce qui peut provoquer leur enrichissement en métaux et métalloïdes, voire leur acidification (dans le cas où les roches sont porteuses de minéraux pouvant générer du drainage minier acide) (Mattox, et al., 2014). Afin d'illustrer les risques précédemment décrits (effondrements généralisés, séismicité induite, perturbation des eaux souterraines), l'**exemple de la mine d'or et de cuivre de Cadia, Australie,** est présenté dans l'*encadré page suivante*.

[88] Les **affaissements** sont des dépressions en forme de cuvette plus ou moins profonde dues au fléchissement lent et progressif des terrains de couverture, avec ou sans fractures ouvertes, consécutif à l'évolution d'une cavité souterraine. Il n'y a pas de rupture en surface. Les **effondrements**, se produisent de façon brutale. Ils résultent de la rupture des appuis ou du toit d'une cavité souterraine, rupture qui se propage jusqu'en surface de manière plus ou moins brutale. Le phénomène peut être localisé (diamètre inférieur à 50 m, occasionnellement 100 m) ou généralisé (zone impactée de plusieurs hectares). (Source : Observatoire Régional des Risques Majeurs en Provence-Alpes-Côte d'Azur)

Mine d'or-cuivre de Cadia, Australie : dommages en série causés par le *block-caving*

La mine d'or-cuivre de Cadia, Nouvelle-Galles du Sud, Australie, a été ouverte en 1998. Les travaux d'exploitation ont été conduits à ciel ouvert jusqu'en 2011 ②. Ils se poursuivent actuellement en souterrain, notamment par la technique du *block-caving*. Au droit des zones d'exploitation de Ridgeway et de Cadia Est, se sont développées deux zones d'effondrements généralisés, qui s'inscrivent sur des surfaces de plus d'un kilomètre de diamètre.

La séismicité induite constitue une problématique importante sur tout le secteur, certains épisodes étant caractérisés par une intensité élevée. En 2017 et 2018, deux d'entre eux présentaient respectivement une magnitude de 4.3 et 3.8 sur l'échelle de Richter, et ont conduit à un arrêt temporaire de l'exploitation **(*Central Western Daily*, 22/07/2018)**. Les personnes qui vivent dans la région depuis des décennies se disent préoccupées par l'augmentation de la fréquence des tremblements de terre et pointent du doigt la mine souterraine de Cadia **(Garvey, in *The Australian*, 12/05/2018)**.

Le minerai est traité par gravimétrie et flottation, et les résidus sont stockés dans deux parcs à résidus (Nord ⑥ et Sud ⑦). Le 9 mars 2018, la digue du parc à résidus Nord a rompu et libéré 1.3 million de tonnes de résidus miniers, qui se sont déversés dans le parc à résidus Sud (Martens, et al., 2021). Cet événement faisait suite à un deux tremblements de terre de magnitude 2.7 sur l'échelle de Richter **(*Central Western Daily*, 22/07/2018)**. Si l'exploitant minier réfute tout lien entre ces épisodes sismiques et la déstabilisation de la digue, les populations riveraines et la société civile s'interrogent **(Garvey, in *The Australian*, 12/05/2018)**.

Dans son rapport d'évaluation environnementale sur le projet d'exploitation de Cadia Est, l'exploitant minier détaille les perturbations prévues sur les aquifères régionaux (Cadia Holdings Pty Limited & ResourceStrategies, 2012). Selon ses prévisions, le remplissage de la zone exploitée prendrait environ 150 ans à 160 ans, et une période supplémentaire de 170 ans (soit un total de 330 ans) serait nécessaire pour que les masses d'eau souterraines atteignent leur équilibre (Cadia Holdings Pty Limited & ResourceStrategies, 2012).

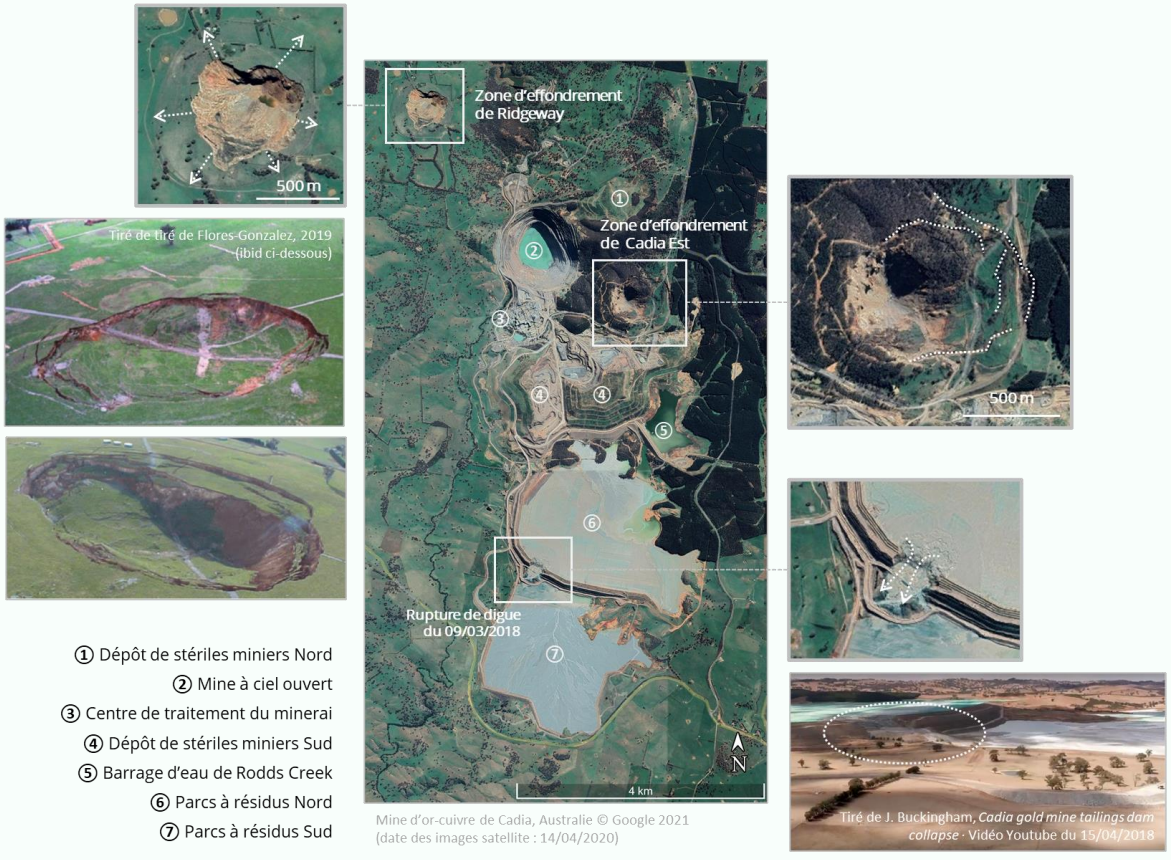


Figure 26 : Situation de la mine d'or cuivre de Cadia, Australie, zones d'effondrement et rupture de digue du 09/03/2018 **(Création : SystExt)**

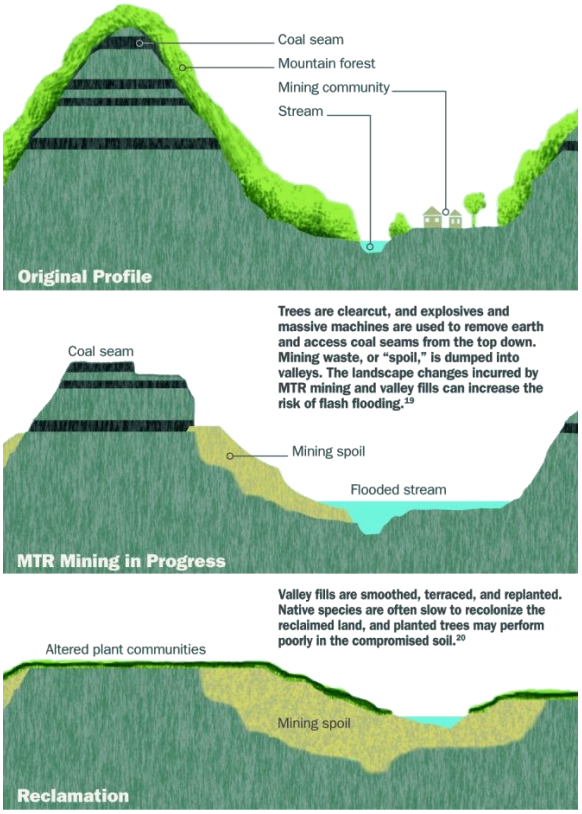
3.2.2. Mines à déplacement de sommet ou *mountain top removal mining*

Principe de la méthode

Le déploiement de cette technique est plutôt récent, et s'est fait dans les années 1960 (Copeland, 2015). Elle est devenue prépondérante pour l'exploitation du charbon dans les Appalaches centrales à partir des années 1990, pour trois raisons (Copeland, 2015) :

- L'augmentation de la demande en électricité (et de la demande en charbon à faible teneur en soufre et dont la combustion est relativement moins polluante, tel que celui que l'on trouve dans les Appalaches) ;
- La diminution significative des gisements proches de la surface ;
- Le développement d'équipements de très grande taille, telles que les draglines[89].

Il s'agit d'une méthode d'exploitation de surface impliquant la suppression d'un sommet, d'une colline ou d'une crête pour accéder à des couches minéralisées (le plus souvent du charbon) (*Figure 27*). L'usage massif d'engins mécanisés et d'explosifs permet de retirer successivement les couches de roche stérile et les couches minéralisées. Le sol et les stériles sont déversés dans les vallées adjacentes, pouvant conduire à leur comblement total.



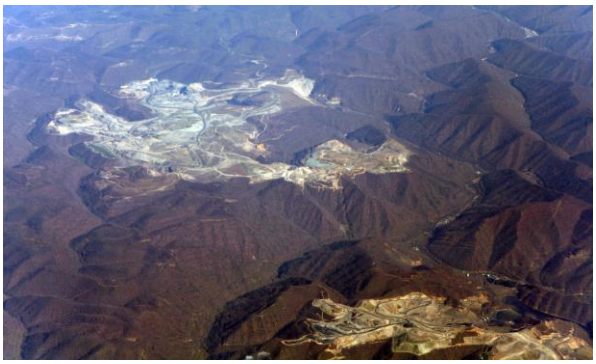




Figure 27 : (à gauche) Représentation schématique d'une mine à déplacement de sommet, avant, pendant et postérieurement à l'exploitation (de Joseph Tart/EHP, tiré de Holzman, 2011) ; (à droite) Mines à déplacement de sommet en exploitation, Kentucky, États-Unis (Doc Searls · Mars 2012 · cc by 2.0)

[89] Une **dragline** est une pelle mécanique à câbles qui agit en raclant le terrain. Elle comprend un godet suspendu à une flèche de grue, traîné sur le sol par un câble de halage. Une fois rempli, le godet est relevé à l'aide d'un câble de levage fixé à la potence et mû par un treuil. Les plus gros dispositifs sont utilisés pour l'extraction minière à ciel ouvert. Une dragline est en moyenne capable de déplacer 100 m^3 de matériaux en une seule pelle.

Impacts environnementaux

Les dommages environnementaux des mines à déplacement de sommet sont considérables : comblement de talwegs, destruction de la faune et de la flore, contamination des eaux et des sols, etc. (Palmer, et al., 2010 ; Robin, *Le Monde Diplomatique*, 01/02/2015). Les dégradations sont considérées comme irréversibles et s'inscrivent sur des échelles régionales (Miller & Zégre, 2014, p. 492) :

> « MTM [Mountaintop Mining] represents a dramatic and likely permanent landscape-scale disturbance with important local and regional impacts. »

Au niveau et dans l'environnement de ce type d'exploitation minière, les **principaux impacts pour les cours d'eau et leurs écosystèmes** (*Figure 28 page suivante*)**,** constatés à partir du retour d'expérience dans les Appalaches, États-Unis, sont :

- La destruction des sources et des cours d'eau, permanents ou non, causée par le déplacement de la montagne et par leur enfouissement sous les déchets miniers (Negley & Eshleman, 2006 ; US EPA, 2011 ; Miller & Zégre, 2014) ;
- La pollution par des métaux et métalloïdes dans les eaux souterraines ou de surface, à des concentrations qui atteignent les niveaux de létalité pour les organismes aquatiques (Kaneva, 2011 ; US EPA, 2011) ;
- L'empoisonnement des espèces micro-invertébrées, aquatiques et aviaires, conduisant systématiquement à une diminution des populations (Pond, et al., 2008 ; Kaneva, 2011 ; US EPA, 2011 ; Voss & Bernhardt, 2017).

En 2005, l'Agence de protection environnementale américaine (US EPA) a réalisé une étude sur les impacts des mines à déplacement de sommet sur une zone[90] d'environ 50 000 km² (US EPA, 2005). 7 % des terres ont été ou étaient destinées à être perturbées sur cette zone (US EPA, 2005 ; Lindsey, in *NASA Earth Observatory*, 21/12/2007). De plus, l'activité minière avait dégradé la qualité de près de 2 000 km de cours d'eau et avait enterré environ 1 200 km[91] de cours d'eau sous les stériles miniers (US EPA, 2005 ; Lindsey, in *NASA Earth Observatory*, 21/12/2007).

Plus généralement, les surfaces couvertes par l'activité minière altèrent fortement le **fonctionnement des bassins versants** (Miller & Zégre, 2014). En effet, le bouleversement des sols et sous-sols réduit la capacité d'infiltration et empêche la croissance des arbres, modifiant le ruissellement et provoquant des phénomènes torrentiels lors des orages (Negley & Eshleman, 2006 ; Miller & Zégre, 2014).

Concernant la **dégradation de la qualité des eaux**, Kaneva (2011) précise les substances toxiques généralement relarguées par les sites miniers : arsenic, bore, chrome, mercure, nickel et sélénium. Les concentrations sont telles qu'elles peuvent conduire à l'anéantissement des écosystèmes aquatiques (Pond, et al., 2008 ; Kaneva, 2011). À ces pollutions, s'ajoutent fréquemment des phénomènes de drainage minier acide (Kaneva, 2011).

[90] Dans une région s'étendant sur l'est du Kentucky, le sud de la Virginie-Occidentale, l'ouest de la Virginie et l'est du Tennessee et où est réalisé ce type d'exploitation.

[91] Soit plus que la longueur de la France, du nord au sud

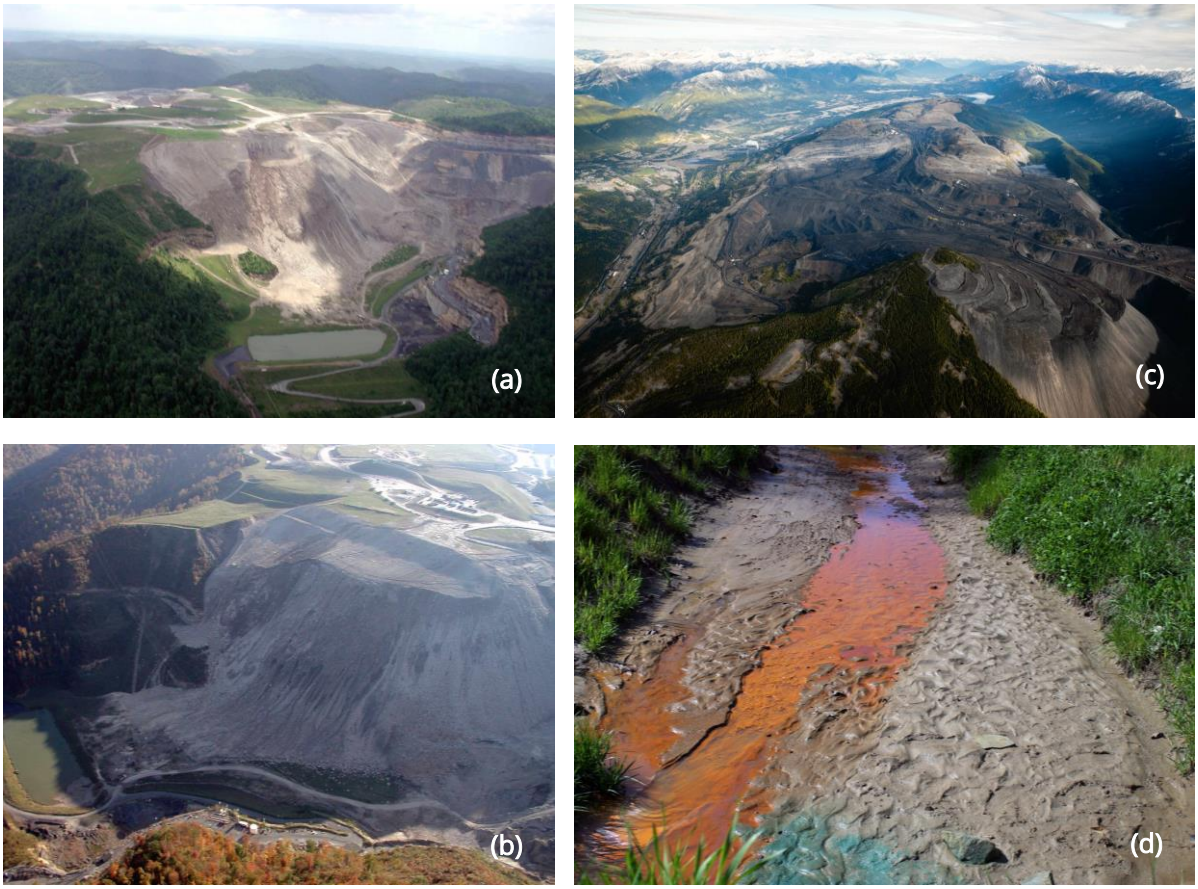


Figure 28 : (a) et (b) Mine de charbon d'Upper big branch, Virginie occidentale, États-Unis (© Vivian Stockman · Mai 2003) ; (c) Mine de charbon dans la vallée d'Elk, Colombie Britannique, Canada (par Callum Gunn, tiré de Riley, *The Narwhal*, 25/02/2021) (d) Cours d'eau situé en aval d'une mine à déplacement de sommet dans le Kentucky, États-Unis (iLoveMountains.org · Avril 2010 · cc by 2.0)

Impacts sanitaires

La problématique sanitaire majeure associée aux mines à déplacement de sommet est la contamination des eaux potables, bien que des incertitudes persistent quant aux liens avec les maladies connues : « *Contaminated drinking water is one of the chief health concerns for communities surrounding MTR mining operations, although definitive links to reported health problems have not been established in these populations.* » (Holzman, 2011, p. 480). À ce titre, Boyles, et al. (2017) alertent sur l'augmentation des cas de violations des droits, en lien avec les eaux potables publiques.

Ces sites miniers sont également à l'origine d'une **contamination de l'air importante**, par le relargage de : métaux et métalloïdes, de sulfure d'hydrogène gazeux (H_2S) mais aussi de poussières (à des niveaux, dans ce dernier cas, qui excèdent régulièrement les normes établies par l'US EPA) (Boyles, et al., 2017). De nombreuses études sanitaires révèlent que les populations exposées souffrent de maladies cardiopulmonaires, de malformations congénitales et de morts prématurées (Boyles, et al., 2017).

De façon générale, **les populations vivant dans l'environnement de ces sites miniers sont exposées à divers milieux contaminés (air, eaux, sols) qui peuvent être à l'origine de graves problèmes sanitaires**.

Ainsi, Kaneva (2011) constate la **prévalence**[92] **de nombreuses maladies chroniques** (asthme, maux de tête, saignements de nez, nausées, diarrhées, vomissements, troubles cutanés). Michael Hendryx, directeur associé de *l'Institut de recherche sur les politiques de santé de l'Université de Virginie occidentale*, a ainsi démontré que **l'incidence des maladies chroniques en Virginie occidentale augmentait proportionnellement à la production de charbon** (Kaneva, 2011). Les habitants des communautés minières ont 30 % de risques en plus de souffrir d'hypertension, 64 % de risques en plus de développer une bronchopneumopathie chronique obstructive (ou BPCO) et 70 % de risques en plus de développer une maladie rénale (Kaneva, 2011).

De nombreuses associations états-uniennes, telles que *Human Rights Watch*, *Earthjustice* ou *Center for Biological Diversity*, **demandent l'arrêt de cette forme d'exploitation**.

3.2.3. Exploitation par décapage ou *strip-mining*

Contexte

L'exploitation par décapage ou *strip-mining* s'est développée **à partir du milieu du XX^{ème} siècle** (Stefanko et al, 1973). Cette méthode s'applique aux gisements horizontaux et peu profonds. Elle concerne très majoritairement ceux de charbon et de phosphate (National Research Council, 2002 ; Altiti, et al., 2021).

Cette méthode est considérée comme la plus rapide et la plus économique pour l'exploitation des gisements de charbon (Scherr, 1977). Elle a notamment permis la rentabilisation des gisements de lignite, un charbon pauvre en énergie[93] (Hildmann & Wünsche, 1996 ; Deshaies, 2007).

En Europe, le lignite est **quasi-exclusivement utilisé pour la production de chaleur et d'électricité** (Commission européenne, 2021). Parmi toutes les autres sources d'énergie (nucléaire, photovoltaïque, éolien, gaz naturel, etc.), il comptait d'ailleurs pour 8 % de la production totale d'électricité en Europe en 2019 (Commission européenne, 2021). 9 pays européens[94] extraient du lignite mais l'Allemagne reste le principal pays producteur, représentant à lui seul 44 % du lignite extrait en Europe (plus de 100 millions de tonnes) en 2020 (Commission européenne, 2021).

Principe de la méthode

La méthode consiste à décaper, depuis la surface, des couches successives (minéralisées ou non) sur de très grandes échelles. Contrairement aux autres méthodes d'exploitation à ciel ouvert, les roches extraites ne sont pas ou peu dynamitées, un « grattage » suffit (Altiti, et al, 2021 ; Hustrulid, in *Encyclopaedia Britannica*). L'exploitation est principalement réalisée à l'aide d'équipements de très grande taille, telles que des excavatrices[95], des draglines[89] et des pelles (*Figure 29 page suivante*). Elle progresse en séries de tranchées profondes et parallèles, appelées « sillons » ou « bandes » (Altiti, et al, 2021 ; Hustrulid, in *Encyclopaedia Britannica*). La longueur de ces bandes peut atteindre plusieurs centaines de mètres à plusieurs kilomètres.

[92] Taux de maladies supérieurs à la normale

[93] Parfois appelé charbon brun (ou *brown coal* en anglais), le **lignite** est un type de charbon intermédiaire. Il présente une valeur calorifique très faible car il est composé de 65 à 75 % de carbone, ce qui est beaucoup plus faible que l'anthracite (le charbon le plus « pur ») qui contient de 92 à 95 % de carbone.

[94] Par ordre d'importance en termes de production en 2020 : Allemagne, Pologne, République Tchèque, Bulgarie, Roumanie, Grèce, Hongrie, Slovénie, Espagne et Slovaquie (Commission européenne, 2021).

[95] Les excavatrices utilisées sont les excavatrices à godets et/ou les excavatrices à chaîne à godets. Ces machines sont équipées d'une roue de coupe ou d'une chaîne munie de godets qui décape des sections de matériaux depuis la surface. Ceux-ci sont transportés à l'arrière de la machine pour être acheminés vers leur lieu de stockage (soit par camions, soit par bandes transporteuses).

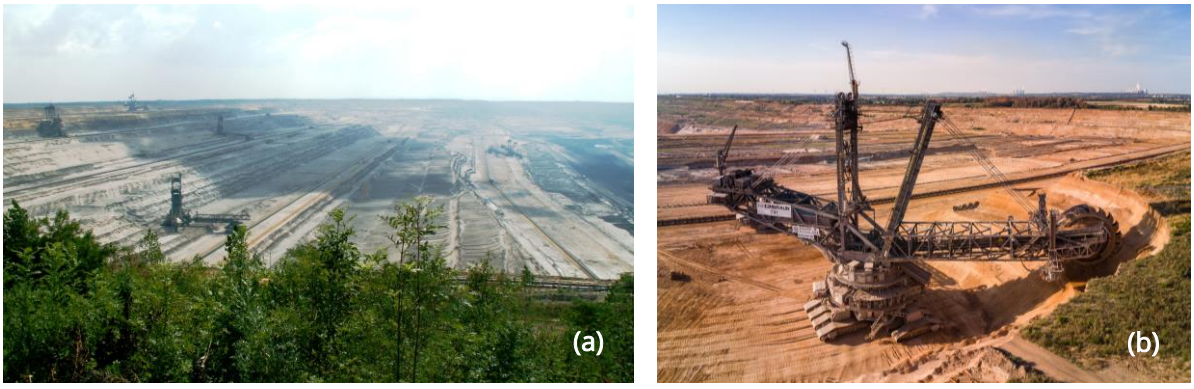


Figure 29 : Mine de charbon d'Hambach, Allemagne exploitée par strip-mining. (a) Zone d'extraction (Johannes Fasolt · Août 2006 · domaine public). (b) Excavatrice à godets (Arthur Konze · Août 2018 · cc by-sa 4.0)

À l'image des méthodes par foudroyage par blocs (*block-caving*) ou par mines à déplacement de sommet (*mountain-top removal*), le *strip-mining* se caractérise par un **faible coût d'extraction et une productivité importante** (Altiti, et al., 2021).

Impacts environnementaux et sanitaires

Cette méthode est principalement mise en œuvre pour l'exploitation du lignite. Par conséquent, les impacts environnementaux et sanitaires décrits dans la bibliographie (et donc dans ce paragraphe) portent essentiellement sur ce type de gisements.

La principale problématique posée par le *strip-mining* est la taille colossale des excavations, tant en termes de surfaces exploitées, que de volumes de matériaux déplacés (Deshaies, 2007, pp. 59-60) :

> « Par l'importance des surfaces affectées, les dimensions des excavations créées, les volumes de déblais déplacés, les transformations apportées aux paysages par l'exploitation du lignite en Allemagne, comptent parmi les plus importantes que l'on puisse observer. [...] **Nulle part ailleurs en Europe on ne trouve d'exploitation minière atteignant une telle échelle** [...]. »

Par comparaison avec les autres techniques d'exploitation à ciel ouvert, cette méthode présente l'avantage de remettre les stériles miniers sur place, au fur et à mesure de l'avancement de l'exploitation (Altiti, et al., 2021). Cependant, le remaniement des sols et des roches sur plusieurs dizaines de mètres de profondeur et sur des kilomètres carrés de surface a des **impacts majeurs** (Scherr, 1977 ; Woessner et al, 1979 ; Hildmann & Wünsche, 1996 ; Hüttl, 1998 ; Deshaies, 2007 ; SystExt, 19/03/2020) : (1) perturbation des eaux de surface (cours d'eaux et ruissellement) mais aussi des eaux souterraines ; (2) modifications paysagères irréversibles ; (3) création d'un massif artificialisé (composé de blocs et de fragments remaniés) ; (4) destruction des sols et des terres arables.

L'une des conséquences environnementales les plus importantes du *strip-mining* est la modification de l'hydrologie à l'échelle des bassins exploités (Woessner et al, 1979 ; Hüttl, 1998 ; Deshaies, 2007). Afin d'éviter les venues d'eau, l'extraction nécessite l'**abaissement du niveau de la nappe phréatique par pompage**. Ce dernier ne se limite pas au périmètre des zones excavées et a des répercutions régionales. À titre d'illustration, dans le district minier Rhénan près de Cologne (Allemagne) : « *la mise en exploitation [des mines] de Hambach et Garzweiler a provoqué un abaissement de la nappe phréatique jusqu'à 300 m de profondeur sur plus de 3 000 km²* » (Deshaies, 2007, p. 99).

Dans le cas du district minier Central près de Leipzig, l'exploitation minière est pratiquée à grande échelle depuis environ 150 ans. Au total, huit milliards de tonnes de lignite y ont été extraites, ce qui a entraîné le déplacement de 20 milliards de m^3 de sols et de roches et de 20 milliards de m^3 d'eau (Hildmann & Wünsche, 1996). La zone affectée par l'abaissement du niveau la nappe phréatique s'étend sur 1 100 km^2, tandis que la superficie totale des terres détruites est de 610 km^2 (Hildmann & Wünsche, 1996).

Les énormes volumes d'eau pompés sont rejetés hors des zones exploitées ou dans les cours d'eau. Dans le *Western Macedonia Lignite Centre* (WMLC), le plus grand bassin charbonnier grec, de nombreux forages de pompage ont été installés. Ils produisent un volume de 5 millions de m^3 d'eau par an, qui est déversé dans l'environnement des sites miniers, comme à Akrini (*Figure 30*) (SystExt, 19/03/2020). Autre exemple, dans la zone d'exploitation de Garzweiler, les eaux pompées sont rejetées dans les cours d'eaux de la région, notamment dans la rivière *l'Erft*, pour laquelle le débit a de ce fait augmenté de deux à quatre fois par rapport à son débit naturel (Deshaies, 2007).



Figure 30 : Rejets d'eaux souterraines pompées à Akrini, Grèce (SystExt · Mai 2018 · cc b-sa-nc 3.0)

L'abaissement de la nappe phréatique provoque également le **tarissement des petits cours d'eau** et **l'assèchement des zones humides** (Deshaies, 2007). Il en résulte des **affaissements de terrain** dans un rayon pouvant atteindre plusieurs kilomètres autour des sites miniers. Ceci cause de graves dommages sur les sols et les infrastructures tels que des mouvements de terrain décimétriques à métriques, des effondrements, des fissurations de bâtiments, etc. (*voir encadré page suivante sur le Western Macedonia Lignite Centre, Grèce*). La qualité des eaux de surface et souterraines est également dégradée à l'échelle régionale par l'entraînement particulaire depuis les zones exploitées, mais aussi par l'augmentation importante de la quantité totale de solides dissous, sous forme d'ions[96] (Woessner, et al, 1979 ; Hüttl, 1998 ; SystExt, 19/03/2020). Ces pollutions peuvent persister des centaines d'années après la fin de l'exploitation (Woessner, et al., 1979).

Les **« sols » des terrains exploités** (*dump soil*) **peuvent difficilement recouvrer les caractéristiques de sols naturels du fait de leur état extrêmement dégradé** : structure instable, insuffisance d'humus et de complexes argilo-humiques et raréfaction des populations micro- et macro-faunistiques (Hildmann & Wünsche, 1996). De plus, il est fréquent que les gisements charbonniers contiennent de la pyrite et d'autre sulfures de fer (Hildmann & Wünsche, 1996 ; Hüttl, 1998).

[96] Qu'elle soit météorique, de nappe ou hydrothermale, l'eau est d'abord un solvant : les minéraux constitutifs des roches peuvent s'y dissoudre, permettant des migrations d'éléments par voie soluble (Fritz, 1975). Ainsi, l'altération des minéraux argileux libère des anions comme l'aluminate (AlO_2^-) ou le silicate (SiO_3^{2-}) ; celle des minéraux carbonatés, le cation calcium (Ca^{2+}) mais aussi l'anion carbonate (CO_3^{2-}), etc.

Le lessivage de ces minéraux dans les sols des zones remblayées entraîne une acidification et une augmentation de la solubilité des métaux tel que l'aluminium (Hildmann & Wünsche, 1996 ; Hüttl, 1998).

Western Macedonia Lignite Centre : quand le sol se dérobe sous les pieds des habitants (SystExt, 19/03/2020)

Le gisement de lignite du *Western Macedonia Lignite Centre* (WLMC) a été découvert au XIX^{ème} siècle, mais n'a été exploité qu'à partir de 1957, compte-tenu de ses caractéristiques, peu avantageuses d'un point de vue économique, 1,4 milliard de tonnes de lignite ont déjà été produites, et il en resterait à peu près autant à extraire, faisant du WMLC le cœur des réserves du pays. Il comprend deux zones d'exploitation par *strip-mining* : la mine Amynteo et la mine de Ptolémaïda.

Autour de la mine d'Amynteo, l'exploitation perturbe depuis plus de 20 ans la vie des villages alentours, en particulier Valtonera, Anargiri et Fanos. Le secteur, autrefois zone marécageuse, est aujourd'hui une immense mine à ciel ouvert. Pour permettre l'exploitation, les aquifères ont été surexploités, avec un rabattement des eaux souterraines estimé à 50 m. Il en résulte des affaissements de terrain dans un rayon de 3 à 4 km autour de la mine, causant de graves dommages sur les sols et les infrastructures. Mouvements de terrain décimétriques à métriques, effondrements, fissuration des bâtiments ②... À Valtonera, 50 à 60 habitants sur 200 ont préféré abandonner leur maison.

Dans le bassin, les instabilités géotechniques peuvent prendre des formes catastrophiques. En juin 2017, un accident majeur s'est produit à la mine d'Amynteo, affectant gravement le village d'Anargiri. En bordure ouest de la fosse d'exploitation, 80 millions de m^3 de matériaux se sont effondrés brutalement, sur une surface d'environ 3 km^2. Aucune victime n'est à déplorer mais des terres agricoles et des infrastructures ont littéralement été « englouties » et 182 habitants ont dû été évacués. Les effets sont comparables à un tremblement de terre : routes coupées, crevasses métriques, bâtiments éventrés ①... Et ce n'est pas la première fois... Sur la période 2007-2017, on ne recense pas moins de 5 accidents majeurs dans le bassin. En avril 2004, au sud du bassin, un glissement de surface s'est produit sur un dépôt de déchets miniers de la mine de Ptolémaïda. 40 millions de m^3 se sont déplacés, affectant une zone de 1 500 m de long sur 600 m de large.



Figure 31 : Situation du bassin Western Macedonia Lignite Centre, Grèce ; effondrements, dommages aux bâtis et aux infrastructures **(Création : SystExt ; photographies : SystExt · Mai 2018 · cc by-sa-nc 3.0)**

3.2.4. Lixiviation en tas ou *heap leaching*

Principe de la méthode

La lixiviation en tas est l'une des techniques hydrométallurgiques les plus anciennes, déjà décrite dans le manuel d'ingénierie minière et métallurgique, *De Re Metallica*, il y a 500 ans (Agricola, 1556 ; Thenepalli, et al., 2019). Cependant, son développement à l'échelle industrielle s'est fait dans les années 1960 (Kappes, 2002 ; Angove & Acar, 2016). Thenepalli, et al. (2019) considèrent ainsi que la lixiviation en tas « moderne » est née en 1969 dans les mines d'or du Nevada. Cette technique, désormais mature et très utilisée à l'échelle internationale, est considérée par certains comme « *révolutionnaire* » (Basov, in *Mining.com*, 20/08/2015).

En principe, la méthode consiste à **mettre en tas du minerai concassé et/ou broyé sur une plateforme étanchéifiée**[97] (*Figure 32*). **Ce minerai est irrigué avec une solution acide (ou cyanurée pour l'or)** pendant une période prolongée, qui s'étend sur des semaines, des mois, voire des années. La percolation de la solution à travers le tas provoque la dissolution du (des) métal(aux) d'intérêt et forme une solution chargée, **un lixiviat**, qui est collecté en base du tas (*Figure 33 page suivante*). Le lixiviat est ensuite acheminé vers une usine de traitement qui permet de récupérer la(les) substance(s) d'intérêt. Une fois cette(ces) dernière(s) extraite(s), la solution peut être réinjectée dans le système pour irriguer à nouveau le tas.

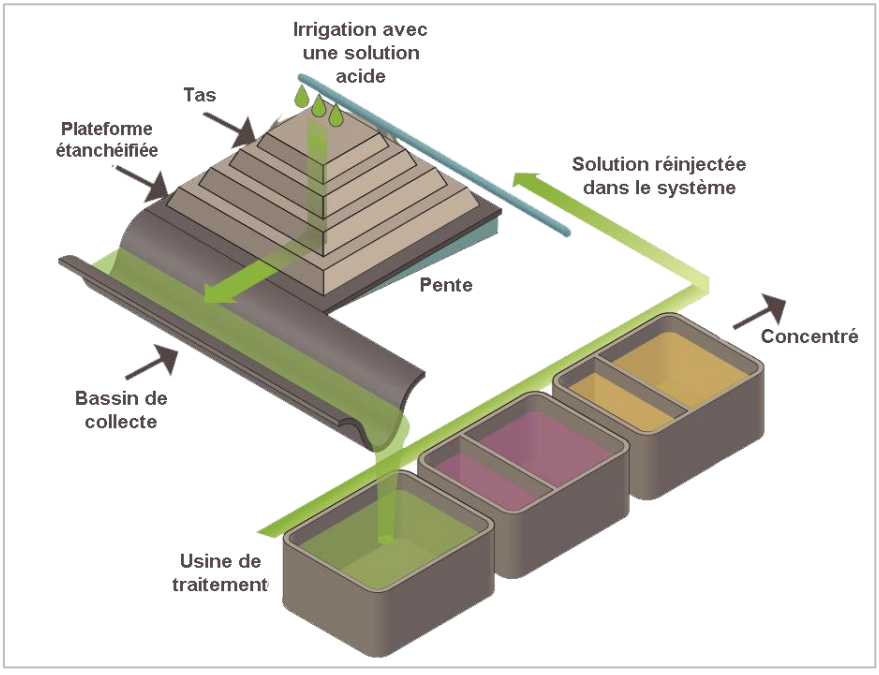


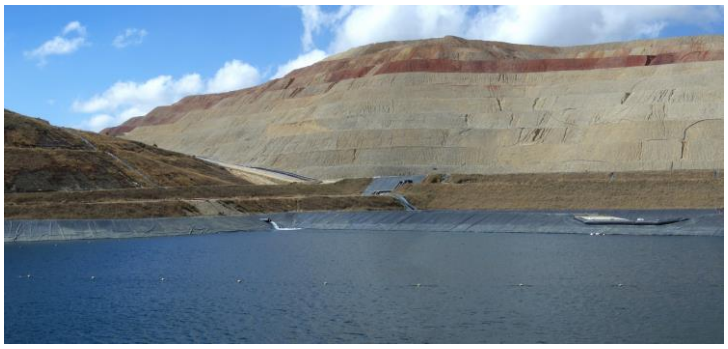
Figure 32 : Schéma de principe de la lixiviation en tas ; adapté et traduit de (Nuclear Regulatory Commission · 2017 · cc by 2.0)

Par rapport au schéma général de traitement du minerai présenté en § *3.1.3 p. 57*, la lixiviation en tas permet d'éviter les traitements minéralurgiques (hors concassage et/ou broyage) car elle équivaut à une « extraction directe ». Cependant, **la lixiviation en tas n'est jamais « autonome », elle nécessite des étapes ultérieures** (récupération depuis le lixiviat, raffinage) avant l'obtention du(des) métal(aux) (Reichardt, 2008).

[97] Il s'agit généralement d'une géomembrane (ou géosynthétique) en Polyéthylène haute densité (PEHD) ou en Polychlorure de vinyle (PVC) (Ghorbani, et al., 2015 ; Thenepalli, et al., 2019).



Tas, drains et bassins de collecte (Carlos Olivares · 2015 · cc by-nc 2.0)



Bassin de collecte des eaux, en pied d'un tas (Euyasik · Août 2005 · cc by-sa 4.0)

Figure 33 : Installations de lixiviation en tas, mine d'or de Yanacocha, Pérou

La lixiviation en tas est utilisée pour les métaux précieux (principalement **or et argent**, mais aussi platinoïdes[98]), certains métaux de base (principalement **cuivre**, mais aussi nickel, zinc et cobalt), les terres rares et l'uranium (Pyper, et al., 2018 ; Thenepalli, et al., 2019). Il s'agit d'une méthode utilisée pour une part substantielle de la production mondiale d'or (6 % en 2019) et de cuivre (16% en 2019) (Thenepalli, et al., 2019).

Tous les auteurs traitant de cette technique et étudiés par SystExt s'accordent sur un point : elle est attractive pour les exploitants miniers du fait de ses **coûts d'investissement et opérationnels particulièrement bas** (Kappes, 2002 ; Reichardt, 2008 ; Angove & Acar, 2016). C'est d'ailleurs la principale raison de son utilisation (Thenepalli, et al., 2019, p. 2) : « *The motivation behind the use of heap leaching is financial feasibility*. »[99]. À titre d'illustration avec la filière aurifère, une installation de lixiviation en tas peut être implantée dans un délai bien plus court que celle d'une lixiviation en cuve[100], pour environ la moitié à un tiers du coût d'investissement, et pour environ un quart du coût opérationnel (Manning & Kappes, 2016 ; Thenepalli, et al., 2019).

[98] Les platinoïdes sont un groupe de six métaux : ruthénium (Ru), rhodium (Rh), palladium (Pd), osmium (Os), iridium (Ir), platine (Pt) ; mais seuls le platine, le palladium et le rhodium ont une importance économique significative.

[99] Traduction proposée par SystExt : : « *Le critère motivant l'utilisation de la lixiviation en tas est la faisabilité financière*. »

[100] Dans le cas de la lixiviation en cuve, la méthode consiste à : (1) broyer finement le minerai ; (2) l'introduire sous forme de pulpe (consistant en un mélange d'eau et de minerai broyé) dans une série de cuves où il est mélangé avec la solution cyanurée. L'agitation se fait par voie mécanique et/ou par injection d'air.

Afin de minimiser au maximum les coûts, une technique de lixiviation en tas encore plus simplifiée a été mise au point. Il s'agit de la **lixiviation en décharge** (ou *dump leaching*), pour laquelle le minerai n'est ni concassé, ni broyé : il est mis en dépôt juste après son extraction.

La lixiviation en tas est spécialement adaptée pour les minerais à faible teneur (Reichardt, 2008). À l'échelle mondiale, la diminution des teneurs et la raréfaction des gisements facilement exploitables entraînent le développement de la lixiviation en tas (Mudder & Botz, 2004 ; Reichardt, 2008). Ainsi, alors que les principales exploitations minières utilisant cette méthode étaient une dizaine en 1980, elles étaient 337 en 2014 (Intelligence mine, in *Mining.com*, 20/08/2015) (*Figure 34*). **Il est attendu que cette technique soit de plus en plus utilisée dans les années à venir** (Basov, in *Mining.com*, 20/08/2015).

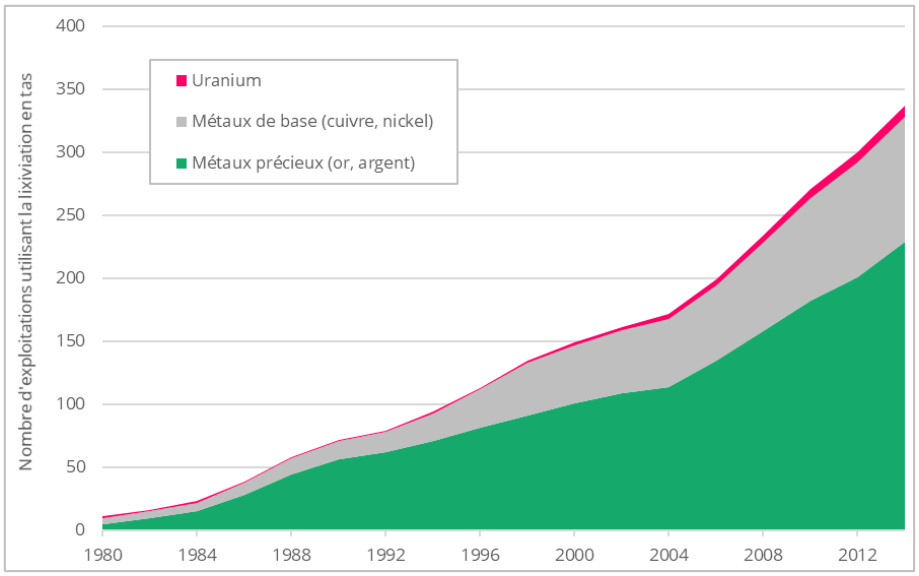


Figure 34 : Démarrage des principales exploitations minières utilisant la lixiviation en tas entre 1980 et 2014 et actuellement en exploitation ; d'après (Intelligence mine, in *Mining.com*, 20/08/2015)

Ce développement implique également l'**augmentation de la taille des installations associées** (Thenepalli, et al., 2019). En effet, l'ampleur des projets récents est telle que cette technique est utilisée sur des **épaisseurs de minerai atteignant plusieurs centaines de mètres** (Smith, 2008 ; Guyonnet, et al., 2012). Ces véritables « montagnes » de matériaux présentent alors nécessairement des risques au regard : (1) de la résistance et de la pérennité de la couche imperméable située à la base du tas ; (2) de la stabilité de l'ouvrage.

Impacts environnementaux et sanitaires

La concentration des produits chimiques de traitement utilisés dans le circuit de lixiviation en tas est **similaire à celle des autres types de lixiviation**. Il en est de même pour les concentrations en métaux et métalloïdes des lixiviats et effluents ou pour le potentiel de génération de drainage minier acide. Cependant, **les infrastructures de lixiviation en tas sont généralement réparties sur une surface beaucoup plus grande que celle regroupant l'usine de traitement du minerai et les aires de stockages de résidus miniers** (Reichardt, 2008 ; Ghorbani, et al., 2015). Selon Smith (2008), les aires de lixiviation en tas s'étendent sur des surfaces de l'ordre du kilomètre carré voire de la dizaine de kilomètre carré. Les volumes de matériaux déplacés sont en effet considérables : pour la seule année 2004, dans la mine d'or de Yanacocha, au Pérou : « *il a fallu déplacer pas moins de 175 millions de tonnes de minerais et de stériles, soit l'équivalent de 30 fois le volume de la pyramide de Chéops* » (Deshaies, 2011).

Il est alors **beaucoup plus difficile de contrôler les éventuelles défaillances**, d'autant que les dispositifs d'étanchéification situés sous les tas sont fins (épaisseur d'1.5 mm en moyenne (Smith, 2008)) et rarement accessibles (Reichardt, 2008).

Le principal risque environnemental lié à la mise en œuvre de la méthode de lixiviation en tas est la pollution des eaux souterraines et de surface. Trois principaux mécanismes en sont à l'origine (Hearn & Hoye, 1988 ; Reichardt, 2008 ; Ghorbani, et al., 2015) :

- **Défaillance des installations de transport** des solutions acides (ou cyanurées) et des lixiviats, entre l'usine de traitement et le tas ;
- **Infiltrations et fuites** des solutions et des lixiviats en base du tas ;
- **Débordements** au niveau du tas ainsi que des drains et bassins de collecte en cas de fortes précipitations.

La défaillance des installations de transport peut aussi conduire à des **catastrophes environnementales**. Cela a été le cas en septembre 2015 dans la mine d'or et d'argent de Veladero, en Argentine. Une conduite d'acheminement, entre l'usine principale et une aire de traitement par lixiviation en tas, a rompu. **Le volume total de solutions cyanurées déversées s'élevait à 1 million de litres** (*La Nacion*, 14/09/2015). Il s'agit du plus grand accident minier de l'histoire du pays. Dans les 18 mois qui ont suivi, deux autres incidents se sont produits, dont la défaillance d'une conduite transportant du minerai en cours de traitement (*La Nacion*, 29/03/2017 ; *Equal Times*, 07/07/2017).

Les infiltrations, fuites et débordements, surtout quand ils sont récurrents, peuvent être à l'origine de contamination pérennes des eaux de surface et souterraines, et **menacer la santé des populations locales, l'équilibre des écosystèmes et les activités agricoles** (Reichardt, 2008 ; Ghorbani, et al., 2015). Ainsi, de telles problématiques ont été étudiées dans l'environnement de la mine d'or de Lagunas Norte, au Pérou. Un suivi qualitatif réalisé par des associations et citoyens entre 2005 et 2020 ont mis en évidence une importante pollution causée par les activités minières dans les bassins des rivières *Perejil*, *Chuyuhual* et *Caballo Moro*, ce qui a eu des conséquences graves pour les récoltes et l'élevage (WG MHRLA, 2014 ; Gordillo, 2019).

Il en est de même pour la mine de Yanacocha, dont les impacts environnementaux sont très documentés et nombreux, notamment : raréfaction de la ressource en eau, pollution des eaux de surface et souterraines, mise en danger des écosystèmes aquatiques et terrestres, mortalité d'espèces aquatiques et de bétail (Yacoub, et al., 2014 ; Landeo, 2017). Il en résulte des risques sanitaires, au regard de la consommation d'eau potable et de l'alimentation. À ce dernier titre, une étude conduite sur les aliments constituant le régime des populations rurales environnantes a démontré que les apports journaliers en arsenic, cadmium et plomb dépassaient les valeurs limites établies par l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) (Barenys, et al., 2014).

Les unités de lixiviation en tas présentent d'autres **problématiques spécifiques, liées à la configuration des tas et aux modalités d'irrigation**. **Les solutions et lixiviats sont exposés à l'air libre via les bassins et les drains ouverts de circulation**, contrairement à une usine de traitement conventionnelle dans laquelle ils se trouvent dans des circuits étanches et contrôlables. Cette exposition pose de graves problèmes environnementaux, en particulier pour la faune (Reichardt, 2008 ; SystExt, 2021). À titre d'exemple, en 2001, 554 décès d'oiseaux ont été déclarés pour l'installation de lixiviation en tas de Yatela, au Mali (AngloGold Ashanti, 2004). La cause de la mortalité était l'ingestion d'eaux cyanurées (Reichardt, 2008). L'exploitant a dû placer des balles à la surface des eaux, ce qui a permis de réduire significativement le nombre de décès les années suivantes (AngloGold Ashanti, 2004).

De plus, **les dispositifs d'irrigation peuvent, sous l'action du vent, disperser des gouttelettes de solution** (Reichardt, 2008 ; Ghorbani, et al., 2015). Ce phénomène est particulièrement soutenu pour les dispositifs fonctionnant par aspersion (par opposition à l'irrigation goutte à goutte) (Reichardt, 2008). Il en résulte des risques potentiels pour la santé et la sécurité des travailleurs, ainsi que celle des populations vivant à proximité du site minier.

Enfin, **les tas présentent les mêmes risques que les parcs à résidus**, tant lors de l'exploitation, qu'après la fermeture du site (Ghorbani, et al., 2015). Parmi ces risques, **celui de la rupture doit être considéré avec autant d'attention**. L'accident de la mine d'or et d'argent de Bellavista, au Costa Rica, illustre cette problématique. En octobre 2007, suite à des précipitations importantes, un tas lixivié s'est effondré, provoquant la destruction partielle de l'installation de lixiviation en tas (Earthworks, 2010 ; DaSilva, 2010) (*Figure 35*). Ce mouvement de terrain a nécessairement engendré une pollution des eaux et des sols. Cependant, l'exploitant a refusé de publier les résultats de ses investigations et n'a pas autorisé d'étude indépendante (DaSilva, 2010).

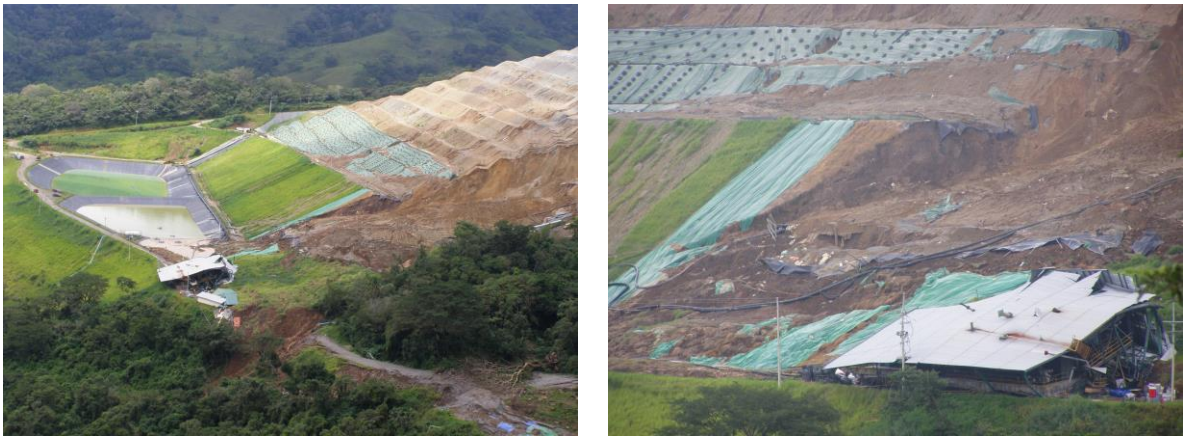


Figure 35 : Conséquences de l'effondrement d'un tas lixivié en 2007, mine d'or de Bellavista, Costa Rica
(CEUS del Golfo · Janvier 2009 · cc by-sa-nc 2.0)

3.2.5. Lixiviation in situ ou *in-situ leaching*

Principe de la méthode

La lixiviation in situ a été testée pour la première fois au début des années 1960 pour l'extraction de l'uranium, au sein d'un centre de recherche du Wyoming, aux États-Unis (World Nuclear Association, 2020). En 1974, la mine d'uranium de Clay West, au Texas (États-Unis), est la première mine utilisant cette méthode à des fins commerciales.

Cette technique permet d'exploiter des gisements à basse teneur et repose sur le même principe que la lixiviation en tas. Schématiquement, **une série de puits injecteurs et collecteurs permet de faire circuler une solution** (de l'acide sulfurique ou du carbonate de soude, le plus souvent) **à travers le gisement** (Poulard, et al., 2017a) (*Figure 36 page suivante*). Ceci provoque la dissolution du (des) métal(aux) d'intérêt et forme une solution chargée, un lixiviat, qui est récupéré par les puits collecteurs. Le lixiviat est ensuite acheminé vers une usine de traitement qui permet de récupérer la(les) substance(s) d'intérêt. L'exploitation se fait à des profondeurs importantes, atteignant souvent plusieurs centaines de mètres (O'Gorman, et al., 2004).

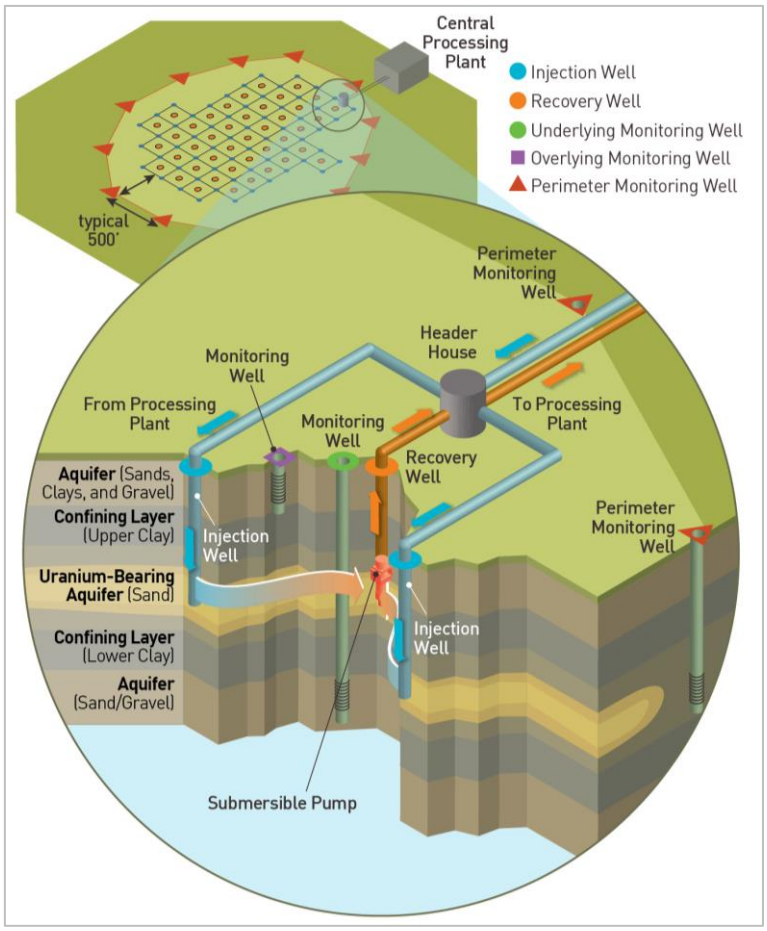


Figure 36 : Schéma de principe de la lixiviation in situ (Nuclear Regulatory Commission · 2017 · cc by 2.0)[101]

La mise en œuvre de cette méthode requiert en particulier deux **conditions spécifiques** : (1) la bonne perméabilité de la couche minéralisée (là où la solution est injectée) ; (2) la présence d'horizons considérés comme imperméables au-dessus et en-dessous de cette couche (Poulard, et al., 2017a).

La lixiviation in situ est principalement utilisée pour les gisements uranifères. En 2019, **57 % de la production mondiale d'uranium était obtenue par lixiviation in situ** (World Nuclear Association, 2020). De nombreux essais et recherches, tant à l'échelle pilote qu'à l'échelle industrielle, ont été réalisés pour le cuivre, mais la production associée est pour l'heure très réduite (O'Gorman, et al., 2004). À ce jour, il n'y a pas d'exploitation industrielle d'or par lixiviation in situ. Des études ont cependant été menées et ont donné des résultats démontrant la faisabilité de cette technique sous certaines conditions, notamment en Australie (Adams, 2016).

Compte-tenu de la diminution des teneurs et de la raréfaction des gisements facilement exploitables, il est attendu que la lixiviation in situ prenne une **place croissante au sein de l'industrie minière dans les années à venir** (O'Gorman, et al., 2004).

[101] Traductions proposées par SystExt : *Injection Well* : puits d'injection ; *Recovery Well* : puits collecteur ; *Underlying/Overlying/Perimeter Monitoring Well* = puits de surveillance de la couche supérieure/de la couche inférieure/en limite du gisement ; *Processing Plant* : usine de traitement du minerai ; *Header House* : centre de gestion des puits ; *Submersible Pump* : pompe submersible ; *Aquifer (Sands, Clays and Gravel)* : aquifère (sables, argiles et graviers) ; *Confining Layer (Upper/Lower Clay)* : couche de confinement (couche argileuse supérieure/inférieure) ; *Uranium-Bearing Aquifer (Sand)* : gisement d'uranium.

Impacts environnementaux et sanitaires

Par rapport au schéma général de traitement du minerai présenté en § *3.1.3 p. 57*, la lixiviation in situ permet d'éviter les étapes d'exploitation et de traitements minéralurgiques. Cependant, à l'image de la lixiviation en tas, **cette technique nécessite des étapes ultérieures** avant l'obtention du(des) métal(aux).

En conséquence, cette méthode est caractérisée par à une **empreinte en surface bien inférieure aux méthodes « conventionnelles »,** en termes d'impact paysager et de sources de pollution générées[102] (*Figure 37*). En effet, elle ne donne lieu à aucune excavation, aucun dépôt de stériles et aucun dépôt de résidus miniers (exception faite de ceux de l'usine de traitement réalisant la récupération des métaux) (O'Gorman, et al., 2004 ; Taylor, et al., 2004 ; OCDE & Nuclear Energy Agency, 2014). De plus, en raison de la « simplicité » du procédé, la consommation d'énergie et d'eau est significativement réduite (O'Gorman, et al., 2004 ; Taylor, et al., 2004).



Figure 37 : Mine d'uranium de Beverley, Australie, exploitée par lixiviation in situ ; à gauche : champs de puits, à droite : puits injecteur (brotherlywalks · Mai 2009 · cc by-nc-nd 2.0)

Le principal risque associé à la technique de lixiviation in situ est le **risque de propagation de la solution et/ou du lixiviat en dehors du gisement, pouvant conduire à une contamination des eaux souterraines** (Taylor, et al., 2004 ; WISE Uranium Project, 2015 ; Woods, 2019). Au risque environnemental s'ajoute le risque sanitaire, si la zone exploitée est connectée avec des aquifères utilisés pour l'adduction en eau potable des populations locales (Woods, 2019).

Par ailleurs, de nombreuses **incertitudes existent quant à la nature et à la persistance des réactions chimiques entre la solution (lixiviante) et les roches du gisement** (WISE Uranium Project, 2015). Il est très difficile de savoir quels métaux et métalloïdes seront mobilisés, en quelle concentration, sur quelle étendue, etc., à moyen et long terme (WISE Uranium Project, 2015). Le retour d'expérience sur les sites anciennement et actuellement exploités démontre cependant que les zones minéralisées libèrent massivement les substances qu'elles contiennent, tant les métaux, que les solides dissous sous forme d'ions (*voir note de bas de page n°96 p. 73*) (BIOMore, 2018).

[102] Les champs de puits, déforestés et aménagés, peuvent toutefois s'étendre sur des surfaces très importantes, de l'ordre du kilomètre carré.

Les effets précédemment décrits peuvent s'inscrire sur des emprises gigantesques, tel que l'illustre le cas de l'**ancienne mine d'uranium de Königstein, Allemagne**, qui a été exploitée de 1967 à 1990. 1.9 million de m^3 de solution et de lixiviat est encore enfermé dans la zone exploitée (WISE Uranium Project, 2015 ; Braun, et al. 2008). Ces liquides contiennent des concentrations très élevées en cadmium (Cd), en arsenic (As), en nickel (Ni) ou encore en uranium (U), respectivement 400 fois, 280 fois, 130 fois et 83 fois supérieures aux normes de potabilité du pays (WISE Uranium Project, 2015). Ils menacent ainsi un aquifère important pour l'alimentation en eau potable de la région (WISE Uranium Project, 2015). Pour répondre à cet enjeu, une installation de traitement des eaux a été mise en place afin de récupérer au maximum les métaux, tels que l'uranium (U), le fer (Fe), l'aluminium (Al), et le zinc (Zn) (Braun, et al., 2008). L'exploitation de l'**ancienne mine d'uranium de Stráž pod Ralskem, République Tchèque**, a été à l'origine d'impacts similaires. Deux méthodes ont été mises en œuvre sur la zone, par travaux miniers souterrains et par lixiviation in situ (Datel & Ekert, 2008) (*Figure 38*). Dans ce dernier cas, plus de 15 000 forages ont été réalisés, tant pour la production, que pour la surveillance hydrogéologique (WISE Uranium Project, 2015). 28.7 millions de m^3 de solution et de lixiviat sont encore enfermés dans la zone exploitée (WISE Uranium Project, 2015). La contamination des eaux souterraines s'étend sur plus de 26 km^2 et concerne approximativement 338 millions de m^3 d'eaux (Datel & Ekert, 2008).

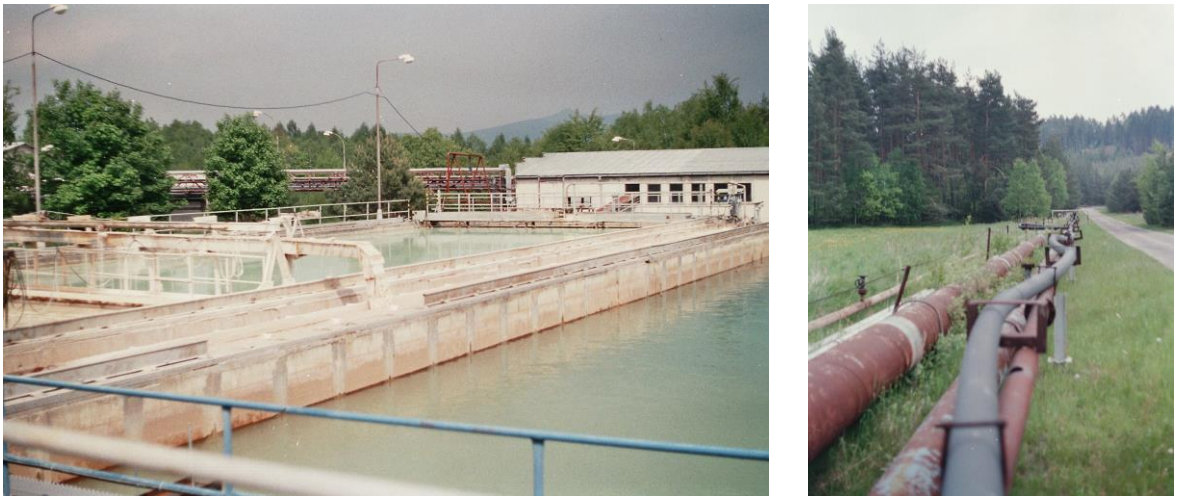


Figure 38 : Ancienne mine d'uranium de Stráž pod Ralskem, République Tchèque, exploitée par lixiviation in situ et par travaux miniers souterrains ; à gauche : usine de traitement et bassins, à droite : conduites de transport des solutions et lixiviats (Jan Helebrant · 2006 · domaine public)

La technique de la lixiviation in situ **remobilise également d'importantes quantités de radon**, elle est à l'origine de l'extraction de 5 à 15 % du radon initialement présent dans le gisement (OCDE & Nuclear Energy Agency, 2014). Le principal risque associé réside dans la dispersion de cette substance, sous forme liquide ou gazeuse, depuis les réservoirs et les bassins de l'usine de traitement (Sam, 2019).

La méthode requiert le développement d'importantes infrastructures de transport pour les solutions et les lixiviats, parfois sur des dizaines de kilomètres. Le risque de fuites ou de déversements est alors élevé (Woods, 2019). Il doit pris en compte à toutes les étapes du projet minier, y compris après la fermeture de la mine.

Enfin, à l'image des méthodes conventionnelles, l'usine de traitement génère des déchets solides et liquides, tels que : (1) des effluents, notamment les solutions de lavage et de récupération de la substance d'intérêt ; (2) des boues et des sels provenant des bassins d'évaporation ; (3) l'ensemble des éléments de l'usine ayant été soumis à radiation (OCDE & Nuclear Energy Agency, 2014).

Afin de rentabiliser davantage l'exploitation de certains gisements, ou de mettre en exploitation de nouveaux gisements, la lixiviation in situ fait l'objet de nombreux travaux de recherche actuellement. À ce titre, la **lixiviation in situ électrocinétique** (*electrokinetic in situ leaching, EK-ISL*) est une technologie émergente qui permettrait notamment de valoriser de grands gisements cuprifères, jusqu'alors non exploitable par la technique de lixiviation in situ « conventionnelle » (Martens, et al., 2021). Cette méthode consiste à coupler la lixiviation in situ précédemment décrite avec un champ électrique (entre une anode et une cathode), permettant ainsi de diriger le flux de métaux d'intérêt vers les puits collecteurs et d'augmenter leur taux de récupération depuis le gisement (Martens, et al., 2021).

3.3. Si des innovations existent actuellement, elles concernent la numérisation et le « zéro émission »

3.3.1. Culture d'entreprise évitant l'innovation

Perrons (2018) rappelle que ces dernières années les industries minières, pétrolières et gazières, ont été qualifiées par plusieurs chercheurs de : « *low-and medium-tech* » (technologies faibles à moyenne), « *technologically timid* » (technologiquement timide) et « *low R&D intensity* » (à faible intensité en Recherche et développement (R&D))[103]. À ce dernier titre, de nombreuses études académiques et rapports de l'industrie montrent que le taux de dépenses en R&D est particulièrement faible dans le secteur minier, surtout en comparaison avec des secteurs comme ceux du pétrole et du gaz (Steen, et al., 2018 ; Sánchez & Hartlieb, 2020).

De façon générale, il est reconnu que **l'industrie minière est peu encline à innover** (Steen, et al., 2018 ; Usher & Dover, 2018 ; Sánchez & Hartlieb, 2020). Cette réputation n'est pas uniquement fondée sur l'opinion de personnes extérieures, mais aussi sur celle des acteurs miniers eux-mêmes, tel que l'atteste une série d'entretiens conduits auprès de directeurs et cadres de la mine d'Australie, d'Amérique du Nord, d'Amérique du Sud et d'Afrique entre 2014 et 2016 (Steen, et al., 2018). À titre d'exemple, ces derniers auteurs relatent le témoignage d'un directeur général d'une entreprise minière du Royaume-Uni (Steen, et al., 2018, p. 6) :

> « Through necessity, we kind of moved into "We need to generate value, and we need to generate value on a very short time horizon." So that sort of **eliminates anything too clever and too thoughtful**. »[104]

Dans le cadre des entretiens précédents, le **problème général d'une culture d'entreprise qui évite l'innovation et préfère utiliser des technologies et des procédures établies** a été souligné (Steen, et al., 2018). Ce constat est partagé par McGagh (2018) : « *[…] even in the relative "boom" experienced in recent years, capital was invested predominantly in "known" technologies that could deliver immediate output with little evidence of new or innovative technologies making their way into front-line production.* »[105] (McGagh, 2018, p. 84).

Certaines personnes interrogées par Steen, et al. (2018) ont également avancé d'autres raisons pour expliquer la réticence de l'industrie minière à l'innovation, notamment **la nature de la concurrence**. Dans le contexte très compétitif dans lequel se trouvent les grandes compagnies minières, la technologie doit être adaptée exclusivement aux besoins plutôt que d'être une source d'avantage concurrentiel (Steen, et al., 2018). En d'autres termes, **les sociétés minières n'innovent que lorsqu'elles y sont contraintes** (Steen, et al., 2018).

Celles-ci maintiennent ce positionnement actuellement, bien qu'elles soient exhortées à innover (Usher & Dover, 2018, p. 30) : « *Despite all the rhetoric and urging from informed commentators on the "innovation imperative", the mining industry is unlikely to respond until it is absolutely necessary*. ».[106]

---

[103] Il ajoute cependant que ces qualifications pourraient être inadaptées dans quelques décennies (Perrons, 2018).

[104] Traduction proposée par SystExt : « *Par nécessité, nous avons en quelque sorte évolué vers "Nous devons générer de la valeur, et nous devons générer de la valeur sur un horizon de temps très court". Donc ça élimine en quelque sorte tout ce qui est trop intelligent et trop réfléchi*. »

[105] Traduction proposée par SystExt : « […] *même lors du "boom" relatif de ces dernières années, les capitaux ont été investis principalement dans des technologies "connues" qui pouvaient donner un rendement immédiat, sans que les technologies nouvelles ou innovantes ne fassent leur apparition dans la production de première ligne*. »

3.3.2. Industrie minière 4.0 et « zéro émission »

Entre 2013 et 2015, des enquêtes menées auprès de cadres de l'industrie minière ont montré que les baisses de productivité étaient considérées comme un risque majeur pour l'industrie et que **la réduction des coûts était une priorité** (Steen, et al., 2018). Si, dans un premier temps, les exploitants miniers ont mis l'accent sur la réduction du coût de la main-d'œuvre et du prix des intrants, **ils se tournent désormais vers l'innovation, et plus particulièrement vers les technologies numériques,** ayant constatés que les défis de productivité à long terme ne pouvaient pas être résolus par une réduction des coûts à court terme (Steen, et al., 2018).

Les recherches réalisées par SystExt démontrent qu'effectivement l'utilisation des technologies numériques est une des évolutions actuelles majeures de l'industrie minière, et de nombreuses publications traitent des perspectives associées (IISD & CCSI, 2016 ; McGagh, 2018 ; Usher & Dover, 2018 ; IISD & IGF, 2019 ; Christmann, 2020 ; Sánchez & Hartlieb, 2020).

Dans une étude publiée en octobre 2019, l'*Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development* (IGF)[107] et l'*International Institute for Sustainable Development* (IISD)[108] ont réalisé un état de l'art sur les principaux changements technologiques dans l'industrie minière (IISD & IGF, 2019). Sont principalement concernés (IISD & IGF, 2019) :

- Les **catalyseurs de *big data***, à savoir les nouvelles technologies de capteurs (telles que le LIDAR[109]), les dispositifs portables connectés, les drones, les GPS ;
- Les **outils utilisant des *big data***, notamment l'analytique avancée, l'automatisation, la robotique, les centres de calcul (serveurs) ;
- Les **intégrateurs de *big data***, notamment l'Internet des Objets (IoT), la radio-identification[110], les systèmes de localisation en temps réel ;
- Les **dispositifs destinés à améliorer les procédés miniers**, en particulier ceux permettant de diminuer les quantités d'eau et d'énergie, ceux permettant de mieux gérer les résidus miniers (non développé dans le document), les véhicules et équipements électriques (camions, foreuses, notamment), les technologies biologiques.

Selon les auteurs, ces évolutions technologiques ont trois principaux moteurs (IISD & IGF, 2019, p. iv) :

- La nécessité d'**améliorer les conditions de santé et de sécurité au travail** ;
- La nécessité de **réduire les coûts d'exploitation actuels et d'améliorer les rendements** ;
- La nécessité de **réduire les coûts de développement, dans un contexte de diminution des teneurs et d'accessibilité au gisement** (et d'augmentation des coûts d'investissement).

---

[106] Traduction proposée par SystExt : « *Malgré toute la rhétorique et l'insistance des commentateurs informés sur l' "impératif d'innovation", il est peu probable que l'industrie minière réagisse avant que cela ne soit absolument nécessaire*. »

[107] L'*Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development* (IGF) est un consortium regroupant des gouvernements, des compagnies minières et des associations industrielles.

[108] L'*International Institute for Sustainable Development* (IISD) est un think-tank qui travaille sur les questions de développement durable, en particulier en lien avec les industriels.

[109] LIDAR (pour *Light detection and ranging* en anglais) est une est une technique de mesure à distance fondée sur l'analyse des propriétés d'un faisceau de lumière renvoyé vers son émetteur.

[110] La radio-identification ou RFID (pour *Radio frequency identification* en anglais) est une méthode pour mémoriser et récupérer des données à distance.

Ces trois moteurs sont effectivement centraux dans les dynamiques actuelles (IISD & CCSI, 2016 ; Christmann, 2020). Lors de ses recherches, SystExt a constaté que les innovations technologiques décrites par les auteurs étudiés avaient principalement vocation à répondre aux enjeux de diminution des coûts et d'augmentation de la rentabilité des sites miniers (Christmann, 2020, pp. 37-38) :

> « L'industrie profite à plein du développement des technologies de l'information et de la communication, permettant notamment le développement de l'exploitation robotisée de mines ou de trains minéraliers automatisés. De nouveaux matériaux, de nouveaux automatismes, le développement de l'Internet des Objets soutenus par une recherche très dynamique, **devraient permettre la poursuite des gains de productivité et donc modérer la hausse future du coût des matières premières minérales**. »

Selon SystExt, au regard des impacts graves en termes environnementaux, sanitaires et humains décrits précédemment, il serait légitime d'attendre que les innovations technologiques soient en tout premier lieu tournées vers la réduction des pollutions en métaux et métalloïdes. À ce titre, l'exemple des dernières innovations dans la lixiviation in situ, dite « lixiviation 4.0 » est particulièrement probant (*voir encadré page suivante*), d'autant que cette dernière est régulièrement mise en avant comme une technique à privilégier à l'avenir (O'Gorman, et al., 2004 ; Sánchez & Hartlieb, 2020 ; Martens, et al., 2021). La priorité est cependant davantage donnée à la **diminution des émissions de gaz à effet de serre par le recours aux véhicules et équipements électriques**, tant en souterrain qu'à ciel ouvert, (IISD & IGF, 2019, Christmann, 2020 ; Sánchez & Hartlieb, 2020) ainsi qu'à **l'utilisation d'énergies renouvelables pour l'alimentation en électricité des sites miniers** (Farjana, et al., 2019, p. 1215) :

> « **The most important challenge is the replacement of energy generation resources by renewables**, which could significantly reduce the gross energy requirements and global warming potential, to achieve the sustainability goals for 2050. »[111]

De plus, il est attendu que le développement des technologies numériques et de l'automatisation réduise significativement les **risques de santé et sécurité au travail**, en particulier par la diminution (voire la suppression) des besoins en main d'œuvre à certains postes, tels que pour les opérations de forage, de dynamitage, ainsi que pour la conduite des trains et des camions (IISD & CCSI, 2016 ; IISD & IGF, 2019). Or, il s'agit le plus souvent d'emplois peu et moyennement qualifiés, les plus abondants à l'échelle d'un site minier. À titre d'exemple, en 2014 une restructuration complète a été réalisée dans la mine d'or d'Obuasi, Ghana (IISD & IGF, 2019). Dans ce cadre, l'augmentation conjointe de la mécanisation des opérations et du recours à la sous-traitance a conduit à une diminution de 87 % de la main-d'œuvre (de 4 300 à 500 emplois). Cette problématique soulève donc des enjeux humains et sociaux nouveaux pour une industrie réputée pour être à forte intensité de main d'œuvre.

Enfin, **bien que la question de la numérisation de l'industrie minière soit régulièrement mise en avant, sa mise en œuvre reste faible** (Sánchez & Hartlieb, 2020) : « *However, though [digital transformation] DT is frequently mentioned as one of the main concerns among most large-scale mining companies, the level of digitization of the industry remains low, indicating that most of the potential of DT for the sector is still to be unlocked*. »[112] Ce constat fait notamment écho au paragraphe précédent afférant à la culture minière en matière d'innovation.

---

[111] Traduction proposée par SystExt : « *Le défi le plus important est le remplacement des sources de production d'énergie par des énergies renouvelables, ce qui pourrait réduire considérablement les besoins bruts en énergie et le potentiel de réchauffement climatique, afin d'atteindre les objectifs de développement durable pour 2050.* ».

[112] Traduction proposée par SystExt : « *Cependant, bien que la transformation numérique soit fréquemment mentionnée comme l'une des principales préoccupations de la plupart des grandes entreprises minières, le niveau de numérisation de l'industrie reste faible, ce qui indique que la majeure partie du potentiel de la transformation numérique pour le secteur n'a pas encore été exploitée*. »

La lixiviation in situ 4.0, des innovations numériques au cœur des perspectives technologiques

Le projet BIOMore, financé par l'Union européenne, consiste à développer une méthode « alternative » de lixiviation in situ (*voir § 3.2.5 p. 79 détaillant cette méthode*), en combinant le procédé conventionnel avec de la biolixiviation **(BIOMore, 2018)**. La biolixiviation consiste à réaliser une mise en solution des métaux en utilisant des micro-organismes[113].

L'application de cette technique à d'autres substances que l'uranium (la filière uranifère étant celle, et de loin, qui a le plus recours à la lixiviation in situ) est un enjeu majeur pour l'industrie minérale **(O'Gorman, et al., 2004 ; BIOMore, 2018, Martens, et al., 2021).** L'un des objectifs du projet BIOMore est ainsi de contribuer au développement de la lixiviation in situ 4.0 afin qu'elle s'applique à d'autres métaux **(BIOMore, 2018)**.

La lixiviation 4.0 pourrait se définir comme une version « moderne » de la méthode (sur la période post-2010) et s'inscrit dans le prolongement des développements et adaptations apportés à cette technique depuis sa naissance dans les années 1960 (*Figure 39*). Ainsi :
- la lixiviation in situ 1.0 correspondrait à la mise en place de cette technique (années 1960-1970) ;
- la lixiviation in situ 2.0 correspondrait à une intensification de la production (années 1970-1980), mais associée à des problématiques environnementales graves ;
- la lixiviation in situ 3.0 correspondrait à l'amélioration des approches technologiques et à une augmentation des performances (années 2000-2010).

Il est intéressant de constater que selon les auteurs du rapport de BIOMOre (2018), la lixiviation in situ 4.0 repose exclusivement sur des outils numériques : modélisation 3D, capteurs de pointe, systèmes de contrôle à distance, outils de visualisation, etc.
Des risques significatifs accompagnent la mise en œuvre de cette technique, en particulier en ce qui concerne la propagation de la solution et/ou du lixiviat en dehors du gisement, pouvant conduire à une contamination des eaux souterraines (*voir § 3.2.5 p. 79*). Aussi, selon SystExt, il serait préférable que la lixiviation in situ « moderne » priorise plutôt des changements technologiques visant la réduction des risques environnementaux, sanitaires et sociaux.

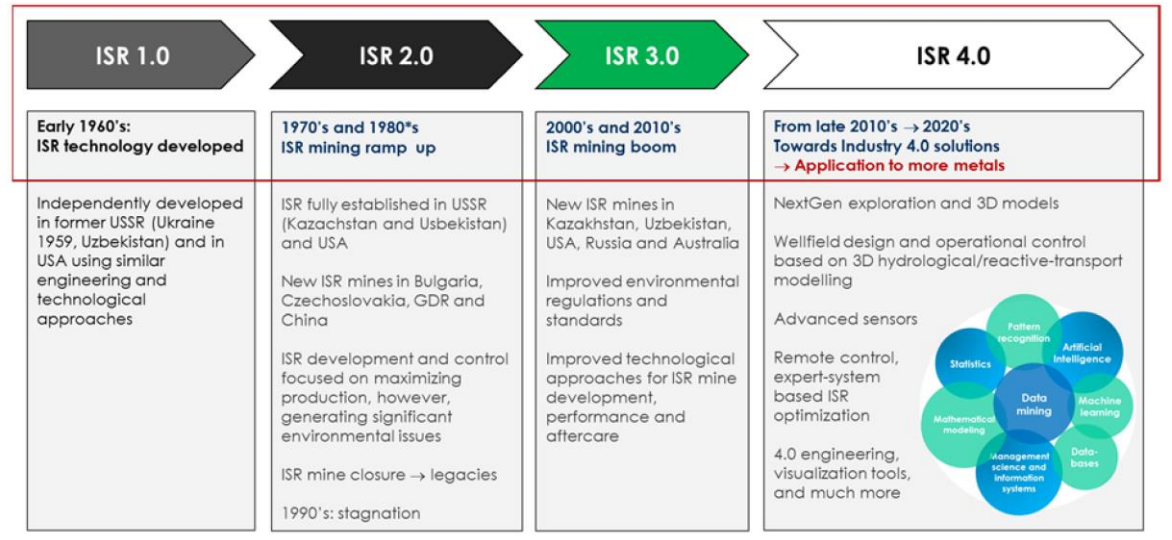


Figure 39 : Aperçu des tendances du développement de la lixiviation in situ entre 1960 et 2020 et description de la lixiviation 4.0 ; tiré de **(BIOMore, 2018)**

[113] La biolixiviation permet, par des installations industrielles de grandes envergures, de mettre à profit la capacité métabolique de certaines bactéries comme *Sulfolobus metallicus*, *Thiobacillus ferrooxydans* et *Thiooxidans, Leptospirillum ferrooxidans*, afin de libérer les ions métalliques d'intérêts par des réactions d'oxydoréductions.

4. Déversements volontaires en milieux aquatiques

L'industrie minière génère des volumes de résidus miniers de plus en plus importants (*voir notamment § 2.5.5 p. 51 sur l'augmentation prévisible des impacts humains et sociaux-environnementaux),* alors que l'espace disponible en domaine terrestre pour le stockage de ces déchets diminue progressivement (Kwong, et al., 2019). À cela, s'ajoute le fait que les dépôts de résidus miniers terrestres (parcs à résidus en tout premier lieu) sont de moins en moins acceptés par les populations locales et la société civile. Dans ce contexte, **les exploitants miniers s'orientent davantage vers d'autres types de gestion de ces déchets, en particulier le dépôt en milieu marin profond** (Kwong, et al., 2019). Selon le programme *Mining, Minerals and Sustainable Development* (MMSD), il pourrait d'ailleurs s'agir de la meilleure des options : « *Some believe that even though the disposal of waste offshore may have a substantial impact on marine ecosystems, it may prove to be the best of a damaging set of options*. »[114] (Van Zyl, et al., 2002b, p. A-40).

Cette technique connue sous le nom anglais de *tailings dumping* ou *tailings disposal* (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012), et qui sera nommée dans ce chapitre « déversement volontaire en milieux aquatiques » ou « déversement », a été et est **toujours pratiquée pour un large panel de matières premières minérales** (fer, cuivre, zinc, aluminium, titane, molybdène, platine, argent, or, mais aussi diamant, rubis, potasse, cryolite (Na_3AlF_6), etc.) **et dans de nombreux pays du monde**. En fonction des contextes géographique et topographique des sites miniers, les déversements peuvent être réalisés en milieu marin mais aussi en milieu lacustre, voire en milieu fluvial.

La pratique consiste à évacuer les résidus (et les stériles miniers dans certains cas, plus rares), le plus souvent sans traitement préalable, dans les rivières, les lacs ou les mers (*Figure 40*). Les conduites d'évacuation sont généralement placées à une profondeur élevée dans la masse d'eau (quelques dizaines à quelques centaines de mètres), lorsque cela est possible. Cette gestion des résidus miniers, compte-tenu de leur nature (*voir §° 2.1.4 p. 22 sur les déchets miniers*), soulève des problématiques environnementales majeures, ce qui remet en cause la pertinence même de poursuivre cette pratique. **Selon SystExt, il s'agit de la technique de gestion des déchets miniers la plus polluante et destructrice qui soit**.



Figure 40 : Déversements réalisés en milieux marins ; à gauche : Déversement de résidus miniers dans la baie de Calancan, mine d'or de Marcopper, Philippes[115] (© Catherine Coumans, MiningWatch Canada · Lien flickr) ; à droite : Lit du Jøssingfjord recouvert de résidus miniers, 35 années après l'arrêt de cette pratique, mine de titane de Tellnes[115], Norvège (© Erling Svensen, Earthworks · Lien flickr)

[114] Traduction proposée par SystExt : « *Certains pensent que, même si le déversement en mer peut avoir un impact significatif sur les écosystèmes marins, il pourrait s'avérer être l'option la moins impactante*. »

[115] Voir sites miniers n°55 (Marinduque) et n°41 (Tellnes) dans le *§ 4.1.3 p. 86*.

4.1. Cette « gestion » des déchets miniers a des conséquences désastreuses

4.1.1. Déversements en rivière ou *riverine tailings disposal*

Principe de la méthode

Historiquement, les résidus miniers étaient couramment déversés directement dans les cours d'eau situés au plus proche de l'usine de traitement du minerai (Van Zyl, et al., 2002b ; Dixon-Hardy & Engels, 2007 ; Vare, et al., 2018). À partir des années 1900, la contamination des zones situées en aval a été à l'origine de conflits, par rapport à l'utilisation des terres et des eaux (Dixon-Hardy & Engels, 2007). 30 ans après, l'arrêt de cette pratique a été imposé dans les pays occidentaux, créant ainsi les premières règlementations de référence sur la gestion des déchets miniers (Dixon-Hardy & Engels, 2007).

À titre d'exemple, dans l'**ancienne mine de plomb-zinc de Sentein, en Ariège (France)**, il aura fallu attendre 1943 pour qu'un arrêté préfectoral interdise le déversement des résidus miniers dans la rivière du *Lez*, soit près d'un siècle après le début de cette pratique[116] (GEODERIS, 2015). L'expert après-mine de l'État français GEODERIS estime que plus de 50 000 m^3 de matériaux résiduaires ont été déversés dans le *Lez* (GEODERIS, 2015). À ce volume, s'ajoute celui des résidus issus de dépôts installés en bordure immédiate de la rivière et entraînés par l'érosion à la faveur des crues (GEODERIS, 2015). Tout ceci a conduit GEODERIS à estimer que plus de 200 000 m^3 de déchets miniers ont été transportés par le *Lez* entre 1855 et 2004 (GEODERIS, 2015). Il en résulte une contamination majeure de la vallée sur 30 kilomètres en aval, à l'origine de risques environnementaux et sanitaires toujours élevés aujourd'hui (GEODERIS, 2015).

Bien que le déversement en rivière ait été freiné à partir de 1930, **il a été mis en œuvre durant la seconde moitié du XX^{ème} siècle dans au moins huit sites miniers**, principalement au Chili, en Indonésie, en Papouasie-Nouvelle-Guinée et aux Philippines, **et se poursuit aujourd'hui** (*voir § 4.1.3 p. 96 sur l'état des lieux à l'international de cette pratique*).

Impacts environnementaux et sur la biodiversité

Le déversement en milieu fluvial a été et est à l'origine de **dommages majeurs sur les rivières et les écosystèmes associés** (Van Zyl, et al., 2002b ; Earthworks & MiningWatch Canada, 2012 ; GESAMP, 2015). Au Canada, cette pratique est désormais considérée comme « *socialement et environnementalement inacceptable* » (MEND, 2017, p. 15). À ce titre, le programme *Mining, Minerals and Sustainable Development* (MMSD) s'étonne que certaines multinationales aient recourt à cette méthode alors qu'elles ne le feraient pas dans leur pays d'origine (Van Zyl, et al., 2002b, p. A-33) :

> « In spite of a number of rational arguments in its favour, the fact that riverine disposal is used in developing countries, by multinationals that do not use the same method of disposal in their home countries raises a number of issues. »[117]

[116] L'usine de traitement du minerai d'Eylie, a procédé aux relargages de ses déchets dès 1855, date d'installation de la première unité de traitement du secteur minier (GEODERIS, 2015).

[117] Traduction proposée par SystExt : « *Malgré un certain nombre d'arguments rationnels en sa faveur, le fait que le déversement en rivière soit utilisé dans des pays en développement, par des multinationales qui n'utilisent pas la même méthode dans leur pays d'origine, soulève un certain nombre de questions.* »

Les résidus obstruent les chenaux des rivières, s'accumulent au fond des lits des cours d'eaux et se déposent sur les berges. L'aggradation[118] du lit de la rivière peut atteindre des hauteurs très importantes. À titre d'exemple, l'aggradation a atteint 3 m dans certaines sections de la rivière *Porgera* et 6 m, dans certaines sections de la rivière *Ok Tedi* (ces deux rivières se situant en aval de sites miniers éponymes, en Papouasie-Nouvelle-Guinée) (Van Zyl, et al., 2002b). Ceci a pour conséquences de réduire les capacités d'écoulement des cours d'eau et d'augmenter la gravité des phénomènes de crue (Van Zyl, et al., 2002b). De plus, l'accumulation des résidus et le développement de panaches turbides dans les eaux provoquent la **réduction de la quantité d'oxygène**. End écoule directement la mort de la ripisylve[119] et le dépérissement des forêts (Van Zyl, et al., 2002b). Le long de la rivière *Ok Tedi*, ce dernier phénomène avait déjà affecté environ 1 300 km² de forêt tropicale en 2005, surface qui pourrait atteindre 2 040 km² au terme de l'exploitation (GRID-Arendal, 2005a).

Les résidus qui ne se déposent pas le long des rivières, finissent par se déposer sur les côtes, dans les deltas et dans les océans (Van Zyl, et al., 2002b). Par exemple, le déversement de 130 millions de tonnes de résidus miniers de la mine El Salvador au Chili, a été à l'origine de la formation d'une plage de résidus miniers de 3,6 km² dans la ville côtière de Chañaral (*Figure 41*) (Van Zyl, et al., 2002b ; Rodríguez, et al., 2021).



Figure 41 : Plage de résidus miniers à Chañaral, Chili, issue de déversements historiques de résidus miniers dans la rivière *Salado* (SystExt · Septembre 2013 · cc by-sa-nc 3.0 fr)

Les résidus miniers, dont les concentrations en métaux et métalloïdes peuvent être très élevées, contribuent également à la **dégradation de la qualité des eaux et des sédiments, par le relargage de substances telles que l'arsenic (As), le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le mercure (Hg), voire par la génération de drainage minier acide**. Cette contamination peut s'étendre sur des kilomètres en aval et mettre en péril les habitats aquatiques et la faune et la flore vivant à proximité (Van Zyl, et al., 2002b ; Earthworks & MiningWatch Canada, 2012).

Le retour d'expérience sur la **vallée de Cœur d'Alène, aux États-Unis**, témoigne des dommages que le déversement en rivière peut occasionner sur l'environnement, la biodiversité et les populations locales (*voir encadré page suivante*). Il s'agit aujourd'hui d'un des plus grands sites « *Superfund* »[120] des États-Unis (Van Zyl, et al., 2002b).

[118] L'**aggradation** correspond à l'accumulation de sédiments au fond d'un cours d'eau.

[119] La **ripisylve** est l'ensemble des formations boisées, buissonnantes et herbacées présentes sur les rives d'un cours d'eau, d'une rivière ou d'un fleuve (la notion de rive désignant le bord du lit mineur du cours d'eau non submergé à l'étiage).

[120] « *Superfund* » est le nom d'usage du *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA) de 1980, une loi fédérale américaine visant à nettoyer les sites contaminés par des déchets dangereux. Il s'agit de sites concernés par des pollutions pouvant compromettre la santé publique ou l'environnement.

Près d'un siècle de déversements en toute impunité dans la vallée de Cœur d'Alene, États-Unis

De 1884 à 1997, la vallée de Cœur d'Alene, Idaho, États-Unis, fut le siège d'une intense exploitation pour l'argent, le plomb et le zinc ce qui lui vaudra d'ailleurs le surnom de « *The Silver Valley* » **(Long, 1998 ; National Research Council, 2005)**. Au moins 44 usines de traitement du minerai ont déversé leurs résidus miniers dans la rivière Cœur d'Alene **(Van Zyl, et al., 2002b)**. Entre 1884 et 1967, c'est plus de 56 millions de tonnes de résidus (contenant 800 000 tonnes de plomb et 650 000 tonnes de zinc) qui ont ainsi été évacuées dans les eaux de surface **(Long, 1998 ; Long, 2001)**.

L'accumulation de matériaux résiduaires était si importante qu'elle en venait parfois à empêcher la poursuite des déversements, contraignant par conséquent certains exploitants à fermer leur usine temporairement : « *Tailings would then accumulate in the channel, until no more could be held, and mills would shut down until the next "freshet" washed the tailings away.* »[121] **(Long, 2001, p. 85)**. Les populations locales ont été durement touchées : recouvrement des terres agricoles par les résidus, contamination de certains points d'eau potable en aval (notamment dans la ville de Kellog), etc. **(Long, 1998)**. En réponse aux dommages les plus visibles, les exploitants ont adapté progressivement leur méthode de gestion de résidus miniers : mise en place de dépôts non confinés en bordure de cours d'eau à partir de 1901, stockage en parcs à résidus à partir de 1928 et remblayage de travaux miniers souterrains à partir de 1949 (*voir tableau-ci-dessous*) **(Long, 1998)**. Ce n'est qu'à partir de 1968 que l'*Agence de protection environnementale américaine* (US EPA) a obligé la rétention des boues résiduaires, tout en octroyant en parallèle des permis de déversement de 5 tonnes de plomb par an **(Long, 1998)**.

Méthode de gestion des résidus miniers	Périodes	Quantité totale des résidus (en tonnes)
Déversement en rivière	1884-1967	56 100 000
Mise en dépôt non confiné en bordure de cours d'eau	1901-1942	13 200 000
Stockage en parc à résidus	1928-1997	23 800 000
Remblayage de travaux miniers souterrains	1949-1997	16 300 000
Total	**1884-1997**	**109 400 000**

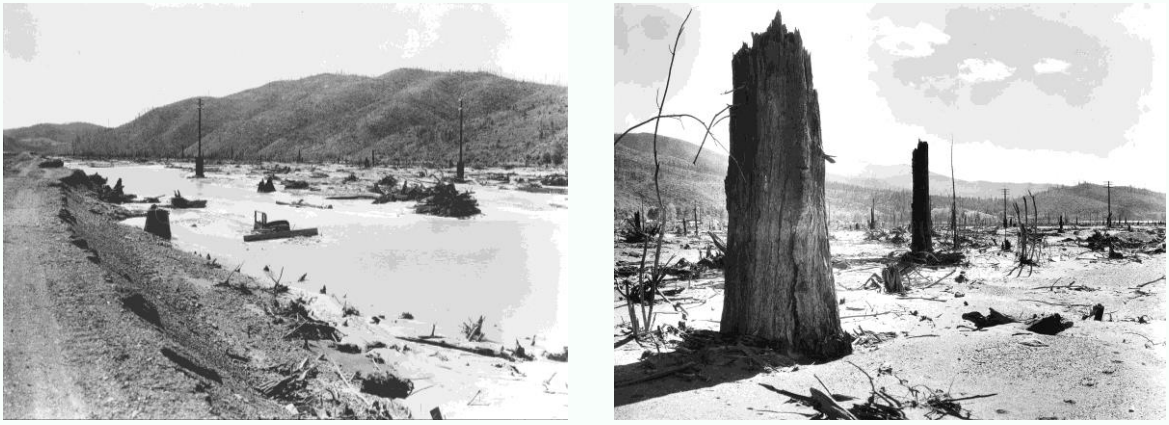


Figure 42 : Impacts des déversements de résidus miniers dans la vallée de la rivière Coeur d'Alene, Idaho, États-Unis
(KD Swan, Forest Service Northern Region · Juillet 1938 · cc by 2.0)

Les conséquences environnementales sont catastrophiques. Les sédiments et sols des plaines alluviales du bassin versant présentent des concentrations élevées en antimoine (Sb), argent (Ag), arsenic (As), cadmium (Cd), cuivre (Cu), mercure (Hg), plomb (Pb) et zinc (Zn). Cette pollution s'étend sur 1 à 5 km des deux côtés de la rivière de Cœur d'Alène et sur plus de 3 m de profondeur **(Grosbois, et al., 2001)**.

Avec près de 3 800 km² de plaines inondables contaminées, les activités agricoles sont durement touchées (intoxications du bétail, recouvrement des parcelles par les résidus) ainsi que l'ensemble de la biodiversité de la région **(Earthworks & MiningWatch Canada, 2012 ; Vogt, 2013)**. L'US EPA prévoit la réhabilitation d'une zone de 1 500 km² sur 20 à 30 ans **(National Research Council, 2005)**. Les coûts associés s'élèveraient à 1 milliard de dollars américains et ne permettraient même pas une prise en charge complète des zones contaminées **(National Research Council, 2005 ; Vogt, 2013)**.

[121] Traduction proposée par SystExt : « *Les résidus s'accumulaient alors dans les chenaux, jusqu'à ce que plus rien ne puisse être contenu, et les usines étaient fermées jusqu'à ce que la prochaine "crue" les emporte*. »

Il est important de mettre en regard les constats dramatiques faits pour le secteur de Coeur d'Alène avec les conséquences prévisibles des sites miniers qui recourent à cette pratique actuellement. Ce parallèle est possible de par la nature comparable des déchets miniers générés, (*tel que précisé en § 2.5.3 p. 48 sur les tendances associées aux minerais complexes et réfractaires*). Selon SystExt, trois sites pratiqueraient toujours ce type de déversement : Grasberg (Indonésie), Ok Tedi (Papouasie-Nouvelle-Guinée) et Porgera (Papouasie-Nouvelle-Guinée) et déverseraient chaque année 87.6, 29.2 et 17.5 millions de tonnes, respectivement (*voir § 4.1.3 p. 96 sur l'état des lieux à l'international de cette pratique*). Ces volumes annuels correspondent donc à 156 %, 52 % et 31 % du volume déversé durant 84 années dans la vallée de Coeur d'Alene. Il est donc légitime de s'attendre à ce que les impacts sur les sites indonésien et papouasiens soient plus graves encore.

De plus, lors de l'étude de nombreux documents traitant des déversements en rivière, SystExt a constaté une **similarité entre les conséquences environnementales, sanitaires et sociales de cette pratique, avec celles des ruptures de digue dont les coulées de boue affectent les cours d'eau**. Certes, contrairement aux déversements, les ruptures de digue consistent en des phénomènes soudains, à l'origine d'une vague dont la puissance peut emporter le couvert végétal, les animaux, du matériel, des infrastructures, et tuer des personnes dans le pire le cas. Cependant, l'échelle et la nature des processus précédemment décrits, tels que l'accumulation de matériaux résiduaires dans le lit des cours d'eau et leurs plaines alluviales, la mortalité de la ripisylve et des zones boisées environnantes, la destruction des habitats des espèces faunistiques et floristiques, la contamination des eaux de surface et souterrains, etc. sont comparables.

4.1.2. Déversements en mer ou *marine tailings disposal*

Principe de la méthode

Si le déploiement des déversements en mer s'est fait à partir des années 1960[122], il s'agit d'un concept vieux de plus de 100 ans (Nepstad, et al., 2020). En principe, les déversements de résidus miniers en mer sont subdivisés en deux catégories (GESAMP, 2015 ; Vare, et al., 2018) :

- Ceux réalisés dans des **eaux de profondeurs faibles à moyennes**[123] (en anglais *submarine tailings disposal - STD*) ; soit à basse profondeur (< 200 m), soit à profondeur intermédiaire (200 m à 1 000 m) ;
- Ceux réalisés dans des **eaux profondes** et dans les **grands fonds océaniques** (*en anglais deep-sea tailings disposal - DSTD*), au-delà de 1 000 m de profondeur.

Théoriquement, les résidus doivent être déchargés **sous la couche de mélange océanique**, où la turbulence causée par le vent et les vagues est prédominante, mais aussi **sous la zone euphotique**[124], qui est la couche d'eau supérieure où se produisent la photosynthèse et la reproduction des plantes marines (et où se trouve 90% de la vie marine) (Van Zyl, et al., 2002b ; Dixon-Hardy & Engels, 2007).

[122] 34 des 39 sites miniers concernés par des déversements en mer et identifiés par SystExt ont une date de début d'exploitation postérieure à 1960.

[123] Les impacts concernant les déversements dans les lacs sont comparables à ceux présentés pour les déversements en mer dans des eaux de profondeurs faibles à moyennes.

[124] La **zone euphotique (ou photique)** correspond à la zone aquatique d'un lac, ou d'un océan, exposée à une lumière suffisante pour que la photosynthèse s'y produise. Elle s'étend jusqu'à une profondeur à laquelle l'intensité lumineuse résiduelle correspond à 1 % de celle en surface.

Ainsi, dans la plupart des cas, **le point de décharge se situe à des profondeurs intermédiaires** (environ 100 m) **au niveau d'une zone dont la topographie sous-marine favorise la migration des déchets par gravité vers les grands fonds océaniques**. Par exemple, pour la mine d'or-cuivre de Batu Hijau, en Indonésie, le point de décharge se situe à une profondeur de 108 m dans un canyon sous-marin, et les résidus miniers migrent ensuite vers 3 000 m de profondeur, voire 4 000 m de profondeur (Ramirez-Llodra, et al., 2015 ; Morello, et al., 2016).

Risques environnementaux et sanitaires

L'un des arguments majeurs, si ce n'est le premier, pour justifier l'utilisation de la méthode de déversement en mer est le fait que l'eau limite l'oxydation des résidus miniers (milieu réducteur) et que donc la libération des métaux et métalloïdes contenus dans ces déchets est empêchée (Dold, 2014, p. 642) :

> « [...] today the deposition in the deep sea (under constant reducing conditions) is seen as a new, more secure option, due to the general thought that sulphide minerals are geochemically stable under the reduced conditions prevailing in the deep marine environment. »[125]

Or, cet auteur démontre que **cette assertion est fausse, compte-tenu des conditions géochimiques particulières des fonds marins**[126].

De plus, il rappelle que la majorité des déversements en mer sont opérés par des mines exploitant des gisements sulfurés contenant du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du plomb (Pb), du molybdène (Mo), de l'or (Au) ou de l'argent (Ag). Il conclue que l'une des conditions qui permet de réaliser un dépôt sous-marin de résidus sulfurés dans des conditions « sûres » est que les déchets ne contiennent pas d'éléments contaminants (Dold, 2014). L'association de ces deux informations met en évidence que **cette pratique est problématique de par la nature même des matériaux qui sont déversés, en particulier lorsqu'il s'agit de résidus miniers sulfurés** (majoritairement concernés).

Lorsque les déversements sont réalisés en milieux marins, **l'une des problématiques majeures réside dans la migration des déchets, parfois loin du point de décharge** (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012 ; Morello, et al., 2016). Cette migration et cette évolution dans le temps du panache de matériaux résiduaires augmentent la taille de la zone affectée et rendent difficile l'évaluation des impacts (Morello, et al., 2016). Par exemple, au Canada, les résidus des mines de cuivre-or-argent d'Island Copper et de molybdène-argent de Kitsault, déversés dans des eaux peu profondes, ont parcouru des distances allant de 5 à 35 km (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012).

De plus, **la dégradation des conduites transportant les résidus est un enjeu important**, car elle peut conduire à des fuites en eaux peu profondes. En 2012, la moitié des 12 sites de déversement en mer alors en fonctionnement (ou étant en fonctionnement peu de temps avant) étaient ainsi concernée par ce type d'accidents (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012).

---

[125] Traduction proposée par SystExt : « *[…] aujourd'hui, le dépôt en mer profonde (dans des conditions réductrices constantes) est considéré comme une option nouvelle et plus sûre, en raison de l'idée répandue selon laquelle les minéraux sulfurés sont géochimiquement stables dans les conditions réductrices qui prévalent dans l'environnement marin profond*. »

[126] En effet, il est nécessaire de prendre en compte des mécanismes tels que la solubilité des sulfures dans l'eau de mer ou la dissolution réductrices des minéraux oxydés (Dold, 2014).

C'est le cas de la mine d'or-argent de Misima ou Minahasa Raya, qui fut la première mine en Indonésie à recourir à cette méthode (Site internet d'Earthworks). Le point de décharge se faisait dans la baie de Buyat à 82 m de profondeur, seulement 2 m sous le niveau « acceptable » pour un tel déversement (Coumans, 2002). À de nombreuses reprises, les conduites ont rompu, provoquant des fuites dans des horizons marins superficiels (Coumans, 2002). En juillet 1996, seulement 4 mois après le début des déversements, la production de poisson avait diminué de 70% (Coumans, 2002). Dès 1999, un toxicologue de l'*Université de Sam Ratulangi* a alerté sur les concentrations particulièrement élevées en arsenic (As), cadmium (Cd), cuivre (Cu), plomb (Pb) et mercure (Hg) dans l'eau de mer ainsi que dans le plancton et les poissons (Coumans, 2002). Ces résultats ont été confirmés par plusieurs études qui ont suivi (Coumans, 2002). La contamination de la faune aquatique a été à l'origine de maladies dans la population locale dès 1999, traditionnellement consommatrice de poissons (Coumans, 2002 ; Septiana Nurbani, 2020). Il est aujourd'hui reconnu que les déversements en mer ont été à l'origine d'une surexposition à l'arsenic (As) et au mercure (Hg) et que plus de 100 personnes souffrent de la Maladie de Minamata[127] (Septiana Nurbani, 2020).

Impacts sur la biodiversité

En préambule, on rappelle la différence entre le milieu « benthique » et le milieu « pélagique ». Le premier qualifie les substrats du fond des mers et des océans, tandis que le second fait référence à la colonne d'eau sus-jacente, plus particulièrement les parties autres que les côtes et le fond marin.

L'impact sur la faune benthique est majeur parce que celle-ci est directement en contact avec le fond de la mer, notamment en creusant à l'intérieur des sédiments, ou encore en ingérant ces derniers dans le but d'en récupérer la fraction organique (Morello, et al., 2016). Ainsi, le déversement des déchets miniers dans les fonds marins peut être à l'origine d'impacts graves sur les organismes benthiques. Parmi eux, les principaux sont : l'étouffement des organismes, le changement de la nature des habitats, l'augmentation de la turbidité et l'exposition aux substances contaminantes (Burd, et al., 2000 ; Ramirez-Llodra, et al., 2015 ; Morello, et al., 2016). Dans les cas les plus extrêmes d'hyper-sédimentation, **toute la faune benthique peut disparaître et de larges zones du fond marin peuvent devenir stériles** (Ramirez-Llodra, et al., 2015).

De plus, Morello, et al. (2016) décrivent les **effets potentiels sur les organismes pélagiques et sur la totalité du réseau trophique** (*Figure 43 page suivante*) :

- Changements dans la productivité primaire[128] et la disponibilité de la nourriture ;
- Changements dans la composition/abondance des espèces ;
- Effets des particules fines sur les organismes (obstruction des branchies, par exemple) ;
- Effets de l'augmentation de la turbidité sur les organismes qui utilisent la bioluminescence[129] ;
- Toxicités aiguë et chronique des métaux dissous[130], des métaux particulaires[130] et des produits chimiques utilisés pour le traitement du minerai (xanthates, cyanure, par exemple) ;
- Bioaccumulation[131] ou bioamplification[131] des métaux.

[127] La **Maladie de Minamata** fait référence aux symptômes physiques et neurologiques graves induits par une intoxication au mercure.

[128] Il s'agit du premier maillon de la chaîne alimentaire dans le réseau trophique. La productivité primaire consiste en la production de matière organique à partir de matière inorganique et d'énergie (telle que la photosynthèse pour les plantes terrestres).

[129] Organismes qui produisent de la lumière par une réaction biochimique

[130] On distingue le métal « dissous », qui se trouve en solution dans l'eau (sous forme d'anion ou de cation) du métal « particulaire », qui est constitutif d'un minéral, lui-même inclus dans une particule solide.

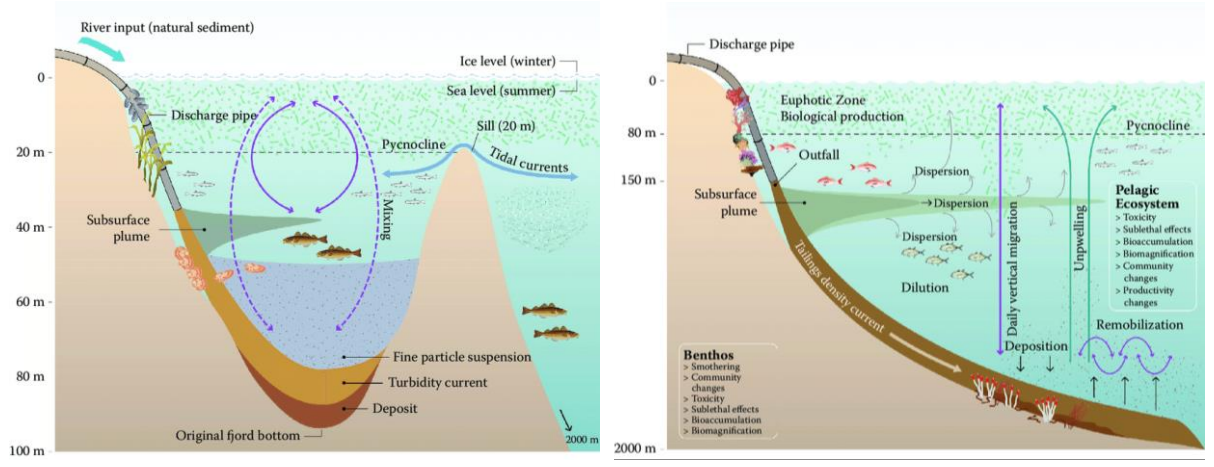


Figure 43 : Représentation des impacts environnementaux associés aux déversements en milieu marin, avec l'exemple d'un fjord (à gauche) et en milieu marin profond (à droite) ; tiré de (Morello, et al., 2016)

Il apparaît que les zones affectées par les déversements sont recolonisées plutôt rapidement, généralement en 1 à 2 ans. Cependant, **les écosystèmes « colonisateurs » sont très différents de ceux préalablement installés, et le retour à l'état initial (avant déversement) ne prend jamais moins de 15 ans**. (Ramirez-Llodra, et al., 2015). Les premiers retours d'expérience sur certains sites montrent d'ailleurs que les écosystèmes marins ne se sont pas toujours régénérés 30 ans après l'arrêt des déversements (Dold, 2014).

De façon générale, **de nombreuses incertitudes persistent quant à la vulnérabilité des environnements marins profonds** (Morello, et al., 2016). Par exemple, avant 2015, il n'y avait pas d'étude dédiée aux effets des déversements sur la faune se développant sur les substrats des fonds marins, telle que les coraux et les éponges des eaux marines froides (Ramirez-Llodra, et al., 2015).

4.1.3. Pratique historique et répandue à l'international

Inventaire réalisé par SystExt : méthodologie et limites associées

Pour les besoins de la présente étude, SystExt s'est donnée pour objectif de **référencer les sites miniers dans le monde concernés par des déversements volontaires en milieu aquatique**. En l'absence de base de données internationale dédiée, il s'est avéré nécessaire d'analyser plus d'une centaine de rapports et de publications scientifiques. Il en ressort tout d'abord que **les données sont parcellaires et très hétérogènes,** exception faite de certains sites médiatisés tels que Grasberg en Indonésie, Ok Tedi en Papouasie-Nouvelle-Guinée, Gullsmedvika en Norvège ou encore Cayeli Bakir en Turquie.

La majorité des mines qui recourent à cette pratique sont **difficilement localisables**. Elles sont parfois désignées par le nom du site minier, ou celui de l'entreprise, ou celui de l'usine de traitement du minerai, voire même par celui de la masse d'eau dans laquelle le déversement s'effectue ; ce qui complexifie l'identification du site.

[131] La **bioaccumulation** désigne la capacité des êtres vivants à absorber ou concentrer des substances chimiques dans tout ou partie de leur organisme. La **bioamplification** désigne l'augmentation cumulative des concentrations d'une substance chimique à mesure que l'on progresse dans la chaîne alimentaire.

De plus, il est **très difficile d'évaluer la quantité de déchets miniers déversés dans les masses d'eau chaque année** (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012). Il en est de même pour la période (en nombre d'années) durant laquelle cette pratique a été mise en œuvre, d'autant que les volumes déversés peuvent varier tout au long de la vie du projet minier.

Compte-tenu des difficultés d'accès à des données robustes, **seuls les sites les plus documentés ont été retenus**. Ainsi, 17 sites miniers n'ont pas été référencés par SystExt : *Prince William Sound*, États-Unis (cuivre); *Bokan Mountain*, États-Unis (uranium) ; *Klag Bay*, États-Unis (or, argent) ; mine de Callahan, États-Unis (zinc, cuivre) ; mine de *Salt Chuck*, États-Unis (cuivre, argent, or) ; *Little Bay*, mine de *Tilt Cove*, Canada (cuivre) ; *Boleo*, mines de *Lucifer*, Mexique (cuivre, manganèse) ; *Baie de Levisa*, Cuba (nickel) ; mine de *Michilla*, Chili (cuivre) ; *Ensenada Chapaco*, Chili (oxydes de fer) ; *Baie de St. Ives*, estuaire de *Hayle*, Royaume-Uni (étain) ; mine de *Rio Tinto*, Espagne (cuivre, argent, or) ; *Baie de Portman*, Espagne (plomb, zinc) ; *lagons de Grado and Marano*, Italie (mercure) ; *Golfe du Bénin*, Togo (phosphates) ; estuaire de *Macquarie Harbor*, Australie (cuivre) : *lagon sud-ouest*, Nouvelle-Calédonie (nickel) (Dold, 2014). De même, les sites dont les déchets étaient issus de plusieurs sites miniers (comme à Coeur d'Alene, États-Unis) n'ont pas été pris en compte.

Outre les 17 sites précédents, SystExt souhaite attirer l'attention sur le fait que **de nombreux autres sites miniers dans le monde ont eu ou ont recours à des déversements**. Tout d'abord, comme introduit dans le § *4.1.1 p. 90*, les déversements en rivière étaient une pratique très répandue jusque dans les années 1930 et rares étaient les sites qui déclaraient à cette époque les volumes de déchets miniers générés. De plus, de par les langues dans lesquelles SystExt a réalisé ses recherches (anglais, français, espagnol), les publications trouvées concernent davantage l'Europe, l'Amérique Latine, l'Amérique du Nord et l'Océanie. Aucun site de déversement n'a par exemple été identifié en Inde, en Chine, en Russie ou au Moyen-Orient. Enfin, SystExt n'a eu accès qu'à des données accessibles au public, ce qui exclut l'intégration de données afférentes aux pratiques non déclarées, par exemple.

Pour des raisons de lisibilité, l'ensemble des documents (plus d'une centaine) ayant permis de constituer cette base de données n'est pas cité dans le présent rapport. Cependant, cinq d'entre eux ont permis d'obtenir la majorité des données (Van Zyl, et al., 2002b ; Earthworks & MiningWatch Canada, 2012 ; Vogt, 2013 ; GESAMP, 2015 ; MEND, 2017).

Inventaire réalisé par SystExt : sites miniers identifiés

SystExt a identifié 56 sites miniers concernés par des déversements volontaires en milieux aquatiques, qu'il s'agisse de : (1) sites en activité et recourant à cette méthode ; (2) sites en activité et ne recourant plus à cette méthode ; (3) sites fermés et ayant procédé à des déversements ; (4) futurs sites prévoyant de l'utiliser.

Sur chacun des sites référencés, les données suivantes ont été enregistrées : pays, nom du site minier concerné, coordonnées géographiques, statut (en activité, fermé, en proposition), période d'exploitation (date de début et de fin), principaux métaux et minéraux exploités, quantité de déchets déversés en millions de tonnes par an.

Ces données sont présentées dans le *Tableau 3 page suivante.*

Réf	Pays	Site minier et localisation	Statut	Principaux métaux et minéraux	Milieu	Quantité (en Mt/an)
1	Angleterre	Boulby	Arrêt	Potasse	Mer	1.80
2	Canada	Britannia Beach	Fermé	Cuivre-Zinc-Or	Mer	2.34
3	Canada	Carol Lake	Expl.	Fer	Lac	0.50
4	Canada	Duck Pond	Fermé	Cuivre-Zinc	Lac	0.60
5	Canada	Ekati	Expl.	Diamant	Lac	4.00
6	Canada	Eskay Creek	Fermé	Or-Argent	Lac	0.11
7	Canada	Usine de traitement de Strathcona	Expl.	Cuivre-Nickel	Lac	1.46
8	Canada	Island Copper	Fermé	Cuivre-Or-Argent	Mer	18.25
9	Canada	Kitsault	Fermé	Molybdène-Argent	Mer	4.38
10	Canada	Meadowbank (Nunavut)	Fermé	Or-Argent	Lac	2.00
11	Canada	Musselwhite	Expl.	Or	Lac	1.00
12	Canada	Sunro (Jordan River)	Fermé	Cuivre	Mer	0.16
13	Canada	Tasu (Moresby Island)	Fermé	Fer-Cuivre-Or	Mer	2.19
14	Canada	Wabush	Fermé	Fer	Lac	13.00
15	Chili	El Salvador	Arrêt	Cuivre	Riv.	4.19
16	Chili	Valle de Huasco	Arrêt	Fer	Mer	1.20
17	États-Unis	Kensington	Expl.	Or	Lac	0.45
18	États-Unis	Nome (Alaska)	Fermé	Or	Mer	14.60
19	France	Usine de traitement de Gardanne	Arrêt	Aluminium	Mer	0.53
20	Grèce	Fonderie d'Agios Nikolaos	Expl.	Aluminium	Mer	0.68
21	Groenland	Aapaluttoq	Expl.	Rubis (gemme)	Mer	0.33
22	Groenland	Black Angel (Maarmorilik)	Fermé	Zinc-Plomb-Argent	Mer	0.60
23	Groenland	Citronen (Citronen Fjord)	Prop.	Zinc-Plomb	Mer	-
24	Groenland	Garnet Lake (Isortoq Fjord)	Prop.	Diamant	Mer	-
25	Groenland	Isua	Prop.	Fer	Mer	-
26	Groenland	Ivittuut (Arsuk Fjord)	Fermé	Cryolite (Na_3AlF_6)	Mer	0.03
27	Groenland	Kvanefjeld	Prop.	Zinc-Uranium-Terres rares	Mer	-
28	Groenland	Skaergaard	Prop.	Platine-Palladium	Mer	-
29	Indonésie	Batu Hijau	Expl.	Or-Cuivre	Mer	40.88
30	Indonésie	Grasberg	Expl.	Or-Cuivre	Riv.	87.60
31	Indonésie	Minahasa (Buyat Bay)	Fermé	Or	Mer	1.10
32	Norvège	Bjørnevatn (Bøkfjorden)	Expl.	Fer	Mer	4.00
33	Norvège	Usine de traitement de Drag	Expl.	Quartz	Mer	0.02
34	Norvège	Usine de traitement de Hustadmarmor	Expl.	Carbonates de calcium	Mer	0.50
35	Norvège	Usine de traitement de Kjøpsvik	Expl.	Carbonates de calcium	Mer	0.00
36	Norvège	Engebø	Prop.	Rutile-Grenat	Mer	-
37	Norvège	Usine de traitement de Gullsmedvika, Mo i Rana	Expl.	Fer	Mer	2.00
38	Norvège	Lillebukt (Stjernøya Island)	Expl.	Népheline syénite	Mer	0.30
39	Norvège	Kvalsund	Prop.	Cuivre	Mer	-
40	Norvège	Skaland	Expl.	Graphite	Mer	0.04

Réf	Pays	Site minier et localisation	Statut	Principaux métaux et minéraux	Milieu	Quantité (en Mt/an)
41	Norvège	Tellnes (Jøssingfjord)	Fermé	Titane	Mer	2.50
42	PNG[132]	Bougainville ou Panguna	Fermé	Cuivre	Riv.	47.45
43	PNG	Frieda River	Prop.	Cuivre-Or	Mer	-
44	PNG	Lihir	Expl.	Or	Mer	44.00
45	PNG	Misima ou Minahasa Raya	Fermé	Or-Argent	Mer	6.57
46	PNG	Ok Tedi	Expl.	Or-Cuivre	Riv.	29.20
47	PNG	Porgera	Expl.	Or	Riv.	17.50
48	PNG	Simberi	Expl.	Or	Mer	3.29
49	PNG	Tolukuma	Fermé	Or	Riv.	0.20
50	PNG	Usine de traitement de Ramu Nickel (Madang)	Expl.	Nickel-Cobalt	Mer	5.00
51	PNG	Wafi-Golpu	Prop.	Cuivre-Or	Mer	-
52	PNG	Woodlark Island	Prop.	Or	Mer	-
53	Pérou	Toquepala et Cuajone	Arrêt	Argent-Cuivre	Mer	36.50
54	Philippines	Toledo ou Cebu	Arrêt	Cuivre	Riv.	36.50
55	Philippines	Marcopper ou Marinduque	Fermé	Cuivre	Riv.	15.63
56	Turquie	Cayeli Bakir	Expl.	Cuivre-Zinc-Plomb	Mer	11.00

Tableau 3 : Sites miniers concernés par des déversements volontaires en milieux aquatiques identifiés par SystExt (SystExt · Octobre 2021 · cc by-sa-nc 3.0)

Légende :

Réf : Numéro d'identification reporté sur les cartes des *Figure 44* et *Figure 46*

Statut : Expl. = site minier en exploitation et procédant au déversement ; Arrêt = site minier en exploitation, pratique de déversement arrêtée ; Fermé = site minier fermé ; Prop. = site minier en proposition

Milieu : Milieu aquatique dans lequel le déversement est réalisé ; Mer = milieu marin (incluant les fjords) ; Lac = milieu lacustre ; Riv. = milieu fluvial

Quantité (en Mt/an) : Quantité de déchets déversés, en millions de tonnes par an

Résultats et principales tendances

Sur les 56 sites concernés par des déversements volontaires en milieux aquatiques identifiés par SystExt, 80 % des sites (45) sont localisés dans 5 pays : Canada, Groenland, Indonésie, Norvège et Papouasie-Nouvelle-Guinée (*Figure 44 page suivante*). Un peu plus de la moitié des sites (31) exploite principalement de l'or (13), du cuivre (11) ou ces deux substances (7). Ce dernier constat est cohérent avec le fait que l'exploitation de ces substances génère les plus gros volumes de résidus, par rapport aux autres matières premières minérales.

40 % des sites (22) sont en activité et ont toujours recours au déversement pour la gestion de leurs résidus miniers (le déversement de stériles miniers étant anecdotique par rapport à celui des résidus miniers) (*Figure 44 et Figure 45 page suivante*). Parmi eux, 14 effectuent leurs déversements en mer, 5 en lac et 3 en rivière. **18 % des sites (10) sont en proposition et tous envisagent de réaliser le déversement en mer.** Le milieu marin (incluant les fjords) est d'ailleurs le milieu aquatique majoritairement représenté, soit 70 % des sites (39) (*Figure 45 page suivante*).

[132] Papouasie-Nouvelle-Guinée

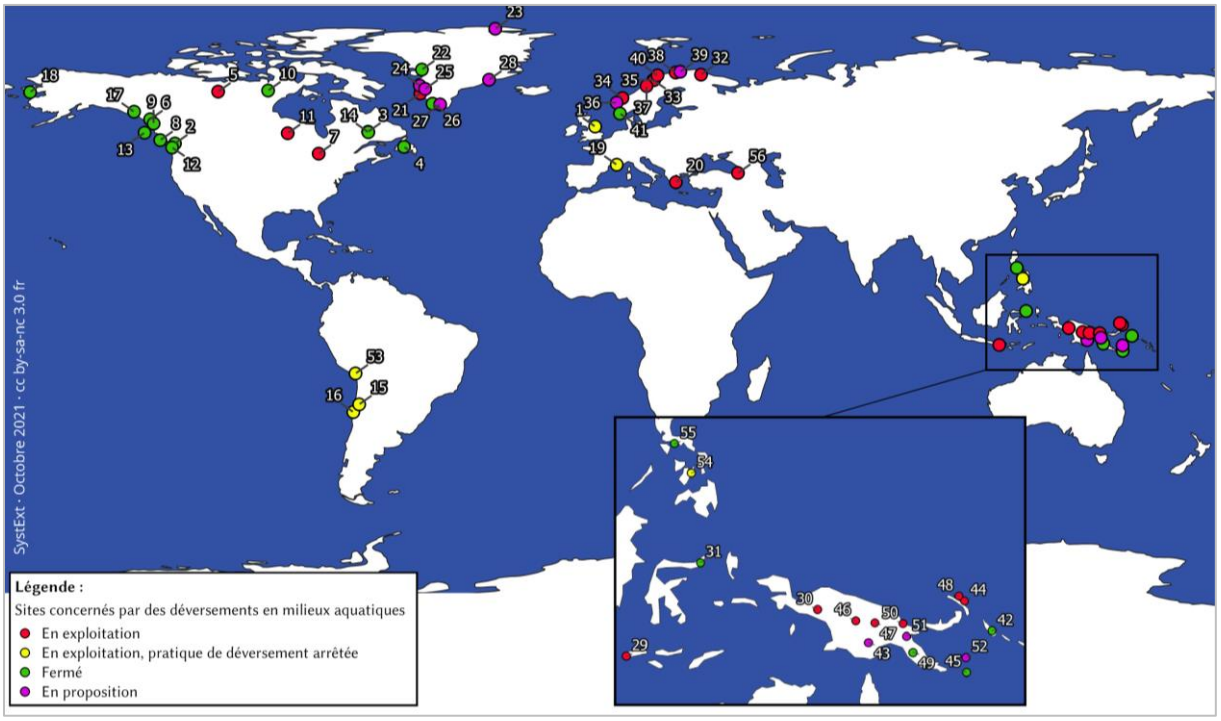


Figure 44 : Localisation des sites miniers concernés par des déversements volontaires en milieux aquatiques identifiés par SystExt (SystExt · Octobre 2021 · cc by-sa-nc 3.0)

Concernant les 3 sites en exploitation et réalisant toujours des déversements en rivière, il s'agit de Grasberg (Indonésie, 87.60 millions de tonnes par an (Mt/an)), Ok Tedi (Papouasie-Nouvelle-Guinée, 29.20 Mt/an), et Porgera (Papouasie-Nouvelle-Guinée, 17.50 Mt/an) (*Figure 45 et Figure 46 page suivante*). **Ils font partie des sites déversant les plus gros volumes de déchets chaque année**. Seule la mine de Grasberg procède au déversement de quantités supérieures à 50 millions de tonnes de résidus par an. Cependant, sur les 45 sites restants[133], **environ un tiers des sites (12) déverse annuellement plus d'un million de tonnes par an**.

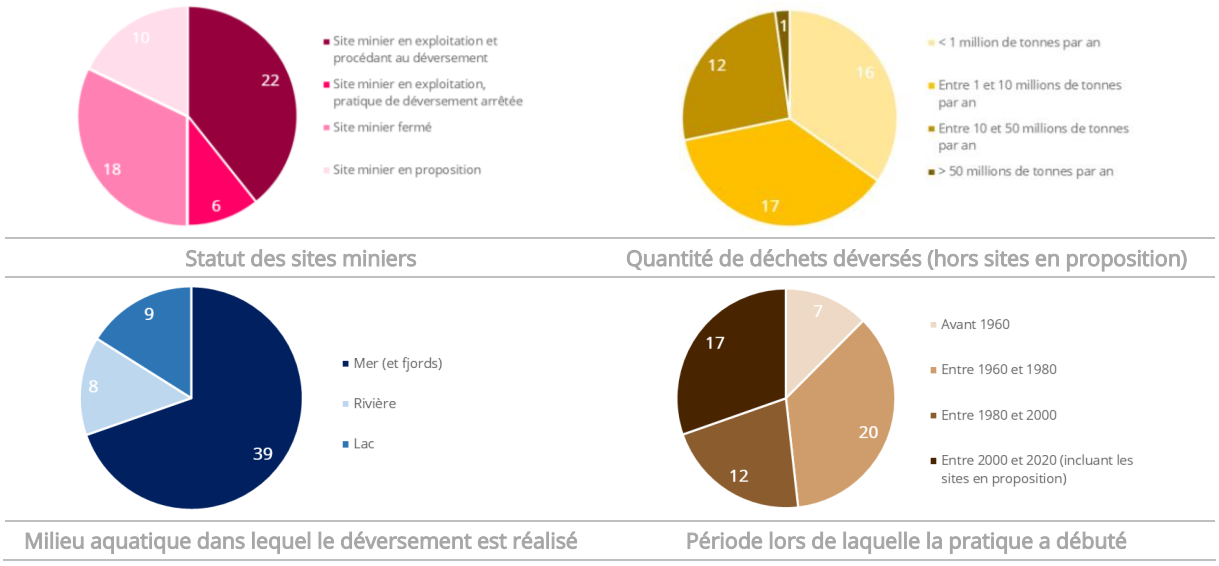


Figure 45 : Sites miniers concernés par des déversements, tendances sur les 56 sites identifiés par SystExt

[133] Les sites en proposition n'ayant pas été pris en compte dans les statistiques de volumes déversés.

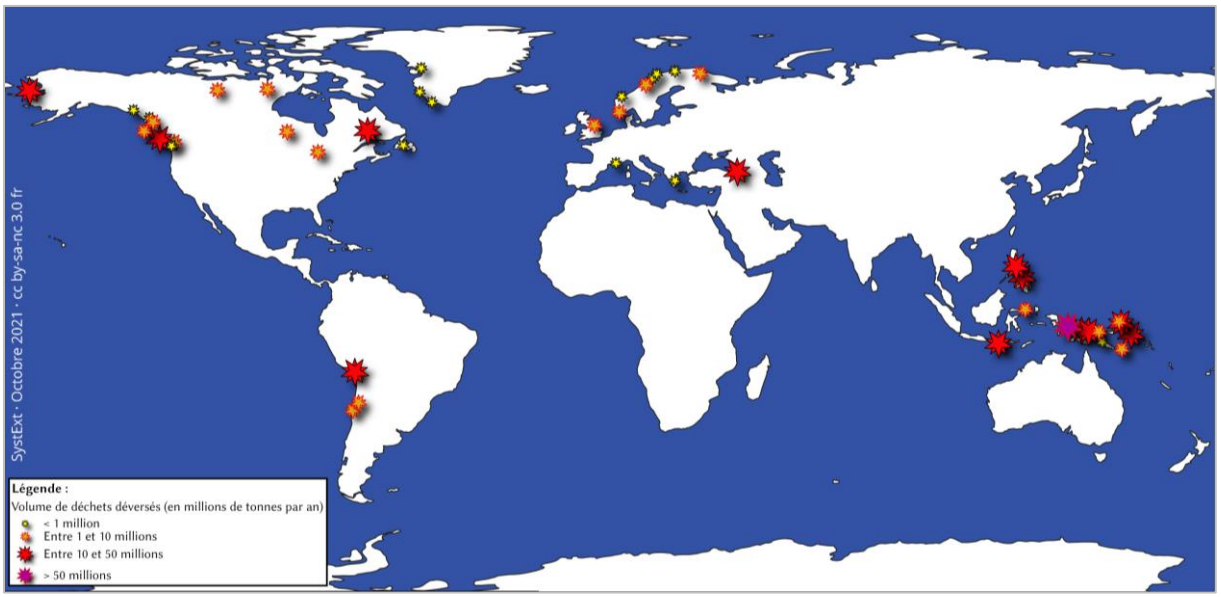


Figure 46 : Localisation des sites miniers concernés par des déversements volontaires en milieux aquatiques identifiés par SystExt et mise en évidence des volumes de déchets déversés annuellement (SystExt · Octobre 2021 · cc by-sa-nc 3.0)

La corrélation des périodes d'exploitation[134] et des volumes annuels déversés a permis d'estimer la quantité totale de déchets déversés jusqu'en 2021. D'après ces estimations, **5 sites auraient déversé plus d'un milliard de tonnes de résidus miniers** : **Grasberg** (Indonésie, or-cuivre, en activité, déversement en rivière) ; **Lihir** (Papouasie-Nouvelle-Guinée, or, en activité, déversement en mer) ; **Ok Tedi** (Papouasie-Nouvelle-Guinée, or-cuivre, en activité, déversement en rivière) ; **Toquepala et Cuajone** (Pérou, argent-cuivre-molybdène, fermé, déversement en mer) ; **Toledo/Cebu** (Philippines, cuivre, fermé, déversement en rivière).

En sommant ces estimations pour chacun des sites, SystExt a déterminé que **13.5 milliards de tonnes de déchets miniers (quasi-exclusivement des résidus miniers) auraient été déversés par les 46 sites**[133] **qu'elle a identifiés**. Compte-tenu de la sous-estimation du nombre de sites concernés par des déversements (tel que décrit en introduction), ce chiffre permet de disposer d'un ordre de grandeur pour la quantité de déchets miniers « réellement » déversés. **SystExt estime ainsi que plusieurs dizaines de milliards de tonnes de résidus se trouvent actuellement dans les océans, les lacs et les rivières du monde entier**.

[134] ou des périodes lors desquelles les déversements ont été réalisées, si différentes des périodes d'exploitation

4.2. Les déversements font partie intégrante du fonctionnement du site

Pour rappel, à l'occasion du Congrès mondial de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) qui s'est tenu en septembre 2021, SystExt et le Comité français de l'UICN ont défendu la résolution WCC 2020 Res 121 FR « *Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité* » (UICN, 2021). Celle-ci plaide notamment pour que cessent les pratiques minières les plus dangereuses telles que les déversements volontaires en milieux aquatiques[135]. Au cours des débats qui se sont tenus dans ce cadre, certains représentants d'agence gouvernementales ont soutenu que cette méthode de gestion de résidus était « *illégale* » ou encore « *utilisée rarement ou ponctuellement pour éviter des accidents graves* ».

Pourtant, en 2012, au moins dix des vingt compagnies minières membres de l'*International Council on Mining and Metals* (ICMM), regroupant les plus gros industriels miniers mondiaux, avaient recours à des déversements ou prévoyaient d'en faire usage (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012).

À ce titre, le présent paragraphe a pour objectif de démontrer que **la mise en œuvre de cette pratique est délibérée et évaluée de façon tout aussi détaillée que les autres types de gestion de résidus miniers**.

4.2.1. Méthode de gestion des résidus à part entière

Principales méthodes de gestion des déchets miniers

De façon générale, la gestion des déchets miniers (résidus et stériles) a une place tout aussi importante dans les réflexions opérationnelles et techniques des opérateurs d'un site minier que toutes les autres installations nécessaires à l'exploitation et au traitement du minerai.

En principe, trois principaux types de gestion sont employés (Van Zyl, et al., 2002b ; MEND, 2017 ; Roche, et al., 2017) :

- **Installations de stockage en surface** (*Tailing storage facilities* (TSF) en anglais), sous forme de dépôts gravitaires, de parcs à résidus ou de bassins (les résidus pouvant être épaissis, voire séchés) ;
- **Remblayage des vides miniers** en travaux miniers souterrains (*backfilling* en anglais) ou mines à ciel ouvert (*in-pit disposal* en anglais) ;
- **Déversements volontaires en milieux aquatiques**, en mer (*marine tailings disposal* en anglais) ou en rivière et lac (*riverine tailings disposal* en anglais).

Le choix entre ces trois méthodes dépend de nombreux facteurs : « *The choice of disposal option is dependent on the physical and chemical nature of the tailings, the mine topography, climatic conditions, along with socio-economic considerations; each of the different disposal options has advantages and disadvantages*. »[136] (Vare, et al., 2018, p. 3)

[135] « NOTANT ENFIN les graves impacts négatifs associés à certaines pratiques telles que […], l'élimination de déchets miniers dans les milieux fluviaux, lacustres et marins […] 6. PLAIDE pour que cessent les pratiques qui ne garantissent pas la sécurité de l'homme et la protection de la nature à long terme, issues de l'élimination des déchets miniers dans les écosystèmes terrestres, d'eau douce, marins et côtiers […] » (UICN, 2021)

[136] Traduction proposée par SystExt : « *Le choix de la méthode de dépôt dépend de la nature physique et chimique des résidus, de la topographie du site minier, des conditions climatiques, ainsi que de considérations socio-économiques ; chacune des différentes options de dépôt a des avantages et des inconvénients*. »

Risques accidentels pour les installations de surface

Il est fréquent que les gisements soient localisés dans des **zones géographiques soumises à des contraintes topographiques, climatiques voire sismiques**. Dans de tels contextes, la mise en place de stockages terrestres (installations de stockage en surface ou remblayage des vides miniers) peut s'avérer particulièrement risquée (Van Zyl, et al., 2002b ; Earthworks & MiningWatch Canada, 2012 ; Vare et al. 2018). **Les principaux risques sont : les ruptures de digues minières, la contamination des eaux de surfaces et souterraines par des infiltrations et débordements depuis les installations de stockage, ainsi que la déstabilisation totale ou partielle des vides remblayés** (Vare, et al., 2018). C'est par exemple le cas des zones tropicales à forte pluviométrie (Papouasie-Nouvelle-Guinée, Indonésie) ou les régions accidentées et montagneuses (Norvège, Chili).

Selon l'exploitant de la mine d'or-cuivre de Grasberg, compte-tenu de ces contraintes qui caractérisent la zone d'exploitation, le déversement de résidus miniers en rivière est devenu la meilleure alternative de gestion (PT Freeport Indonesia, 2016, p. 2) : « *Regular reviews […] continue to conclude that it is* ***the best management option*** *given the specific physical and environmental conditions of the project area*. »[137] (*voir encadré page suivante*).

Le cas de la **mine d'or-cuivre d'Ok Tedi en Papouasie-Nouvelle-Guinée** illustre les arbitrages qui peuvent être faits par les exploitants miniers pour la gestion des résidus miniers. À partir de 1983, un parc à résidus miniers a été construit sur la rivière *Ok Ma*, un affluent de la rivière *Ok Tedi* (Van Zyl, et al., 2002c). Environ un an après, suite à de très fortes précipitations, un glissement de terrain majeur a détruit les fondations de l'installation de stockage (Van Zyl, et al., 2002c). La décision a donc été prise, en accord avec le gouvernement papouasien, d'abandonner cette méthode au profit d'un déversement en rivière (Van Zyl, et al., 2002c).

Espaces disponibles limités en domaine terrestre

Aux contraintes précédemment décrites, s'ajoute la **problématique de l'espace nécessaire au stockage des gigantesques quantités de résidus miniers produites** (Coumans, 2002), souvent de l'ordre du million de tonnes par an à l'échelle d'une mine. Il s'agit d'ailleurs d'un argument majeur pour justifier le recours au déversement (GESAMP, 2015, p. 41) : « *One of the main tools used to overcome the sheer volume of tailings produced during mining is to dispose of them at the seafloor as submarine mine tailings placements (STPs)*. »[138]. Le problème se pose tout particulièrement en zones insulaires ou dans les zones occupées, en particulier agricoles (Coumans, 2002 ; Vare, et al., 2018).

Solution de « facilité »

Le recours au déversement présente d'autres avantages socio-économiques pour l'exploitant minier. En effet, ce choix permet (Coumans, 2002 ; Vare, et al., 2018) : (1) de se prémunir d'éventuels risques financiers ou réputationnels en cas d'accident sur des installations terrestres ; (2) de limiter les investissements humains et matériels dans la maintenance et le contrôle de ses installations ; (3) d'être dispensé de toute obligation relative à la mise en sécurité et réhabilitation du site après la fin d'activité minière ; (4) d'éviter tout conflit d'usages avec les populations locales, en particulier par rapport à la ressource en eaux et aux terres.

[137] Traduction proposée par SystExt : « Les expertises régulières […] continuent de conclure qu'il s'agit de la meilleure option de gestion, compte tenu des conditions physiques et environnementales spécifiques de la zone du projet. »

[138] Traduction proposée par SystExt : « L'un des principaux outils utilisés pour surmonter l'énorme volume de résidus produits lors de l'exploitation minière consiste à les déposer au fond de la mer sous forme de dépôt de résidus sous-marin. »

Grasberg, Indonésie : le plus important déversement au monde et la « meilleure alternative de gestion »

En termes de réserves, la mine d'or-cuivre de Grasberg est, la plus grosse mine d'or au monde et la troisième de cuivre. Il s'agit d'un gisement de classe mondiale, produisant de très grandes quantités de métal, tout en étant très rentable. L'une de ses spécificités réside dans le fait que le gisement se situe en zone insulaire (Papouasie-Occidentale) et montagneuse.

La mine à ciel ouvert (d'une surface de 6,5 km² à elle seule) et la mine souterraine associée, produisent quotidiennement 250 000 tonnes de minerai, et autant de résidus miniers après traitement (le complexe produit 1,7 tonnes de concentré de cuivre par jour). Du fait de précipitations élevées, d'une activité sismique importante et de la topographie du site, la société minière a toujours argué qu'aucune zone de stockage n'était possible en altitude pour ces résidus et que **la meilleure solution était de déverser les résidus dans la rivière Ajkwa**.

C'est ainsi que l'exploitant procède au rejet de 87 millions de tonnes de résidus chaque année, sur 100 km en aval et avec un dénivelé de 4 000 m. Ces boues acides, chargées de métaux et métalloïdes, s'accumulent et provoquent l'asphyxie des écosystèmes ainsi qu'une pollution des eaux superficielles et souterraines sur au moins 250 km². L'exploitation à Grasberg consiste en un **véritable écocide**, qui impacte plus de 6 % de la Papouasie, l'équivalent du territoire de la Belgique (2,6 millions d'hectares de concession). Dans les terres basses, au pied de la mine, on estimait, à la fin des années 1990 que plus de 100 km² de la forêt primaire auraient été détruits. Cette dernière était pourtant alors considérée comme l'une des mieux préservées au monde. Cela a provoqué la disparition de la faune ainsi qu'une partie la flore, utilisée traditionnellement par les populations locales.

L'État indonésien ne s'oppose pas à cette pratique dévastatrice, pour ne pas risquer d'être privé d'une manne financière majeure (environ 1 milliard de dollars par an de revenus pour l'État). Ceci est d'autant plus vrai depuis juillet 2018, date à laquelle, via l'entreprise *Inalum*, il a obtenu une participation majoritaire à 51 % dans le projet minier.

(Van Zyl, et al., 2002d ; WALHI, Free West Papoua Campaign, 2006 ; PT Freeport Indonesia, 2016 ; SystExt, 2020b)



Figure 47 : Impacts des déversements de résidus miniers dans la rivière Ajkwa, située en aval du site minier de Grasberg, Indonésie ; à gauche : images satellites Landsat montrant le réseau hydrographique en 1988 (environ 5 ans après le début des déversements) et en 2003 (échelle : 5 miles = 8 km) **(SkyTruth · cc by-sa-nc 2.0)**, à droite : rivière Ajkwa et son estuaire recouvert de résidus miniers **(Source : PT Freeport Indonesia, 2016 · www.fcx.com)**

4.2.2. Mise en exergue des risques naturels pour dissimuler des raisons économiques

Comme détaillé dans le paragraphe précédent, parmi les trois grands types de gestion des résidus miniers, le choix de la méthode par déversement se justifie souvent par des raisons techniques comme une topographie accidentée, le manque d'espace disponible, les aléas sismiques ou climatiques, etc. **Mais les premiers facteurs de décision restent économiques, dans le but de minimiser autant que possible les coûts d'investissement et d'exploitation associés à la gestion des résidus miniers ou d'éviter que ces coûts soient particulièrement élevés**[139]. En effet, les actionnaires et investisseurs des compagnies minières font peser une **logique de profit annuel, qui est rarement compatible avec les défis à long terme que pose la gestion des déchets miniers**, et tout particulièrement des résidus miniers.

Selon Carneiro et Fourie (2018), les méthodologies actuelles permettant de choisir le type de gestion des résidus sont limitées. Elles tiennent compte uniquement des dépenses d'investissement et d'exploitation (Carneiro & Fourie, 2018, p. 440) :

> « Generally, the arguments in favour of the selected tailings storage option **have been dominated by achieving operational simplicity, and the goal of financial performance**, by lowering capital and operating costs. »[140]

Les déversements consistent en une **méthode de gestion des résidus relativement peu coûteuse, bien en-deçà des autres méthodes « conventionnelles »** (Vogt, 2013). L'exploitant de la mine de Marinduque (Philippines) a ainsi expliqué dans un article de 1985 que le déversement lui permettait de diviser les coûts par deux (Coumans, 2002, p. 1) : « *operation of the current sea-disposal system costs less than half as much as the operation of the tailings-pond system* »[141]. Concernant la mine Kitsault au Canada, qui a reçu une dérogation spéciale en 1979 pour réaliser des déversements en mer, il a été estimé que cela permettait à l'entreprise d'économiser 25 millions de dollars par an, par rapport au coût de gestion conventionnelle en surface (Coumans, 2002).

4.2.3. Recherche scientifique et « optimisation » des procédés de déversement

La mise en œuvre des déversements en mer s'accompagne d'**abondants travaux de recherche à l'international**. Parmi eux, **un grand nombre a pour objectif de déterminer quel serait le « meilleur » endroit pour déposer les déchets miniers** (Dold, 2014 ; GESAMP, 2015). Cette « optimisation » ne porte pas seulement sur la réduction des risques environnementaux, elle intègre également des considérations techniques et de performance. Les études scientifiques portent ensuite sur les impacts environnementaux (qualité de l'eau et des sédiments, faune, flore) de cette pratique, que ce soit lors du déversement (Burd, et al., 1999 ; Gnandi & Tobschall, 1999 ; Hughes, et al., 2015 ; Morello, et al., 2016) ou après son arrêt (Brewer, et al., 2007 ; Søndergaard, et al., 2011 ; Haugland, 2014).

---

[139] Mettre en place des installations de stockage en surface (ou des opérations de remblayage dans des vides miniers) au niveau de zones soumises à des contraintes topographiques, climatiques voire sismiques, requiert des infrastructures spécifiques : digues résistantes aux tremblements de terre, convoyeurs ou conduites sur de longues distances pour stocker les déchets loin du site minier, dispositifs spécifiques de drainage et d'évacuation des eaux, dispositifs de surveillance des installations en continu, etc.

[140] Traduction proposée par SystExt : « *En général, les arguments en faveur de l'option de stockage des résidus ont été dominés par la simplicité opérationnelle et l'objectif de performance financière, en réduisant les coûts d'investissement et d'exploitation*. »

[141] Traduction proposée par SystExt : « *La mise en œuvre du système actuel de déversement en mer coûte moins de la moitié de ce que coûte l'exploitation du système de parc à résidus*. »

Parmi les études portant sur les impacts après l'arrêt du déversement, nombre d'entre elles étudient les processus de recolonisation des dépôts de résidus miniers par la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins conséquemment modifiés.

De plus, les recherches sont conduites sur différents milieux marins et écosystèmes aquatiques : eaux froides des fjords (Nepstad, et al., 2020), eaux tropicales (Brewer, et al., 2007) ou encore eaux des grands fonds marins (Shimmield, et al., 2010).

Au cours des dernières décennies, **des modèles numériques ont été développés et sont de plus en plus utilisés pour « optimiser » la décharge de déchets et pour minimiser l'empreinte environnementale du déversement** (GESAMP, 2015 ; Vare, et al., 2018 ; Nepstad, et al., 2020). Ces modèles permettent d'étudier la diffusion des particules résiduaires, leurs niveaux de concentration, l'aire de répartition et la quantité de sédiments résiduels déposés (GESAMP, 2015 ; Nepstad, et al., 2020).

4.2.4. Non prise en compte des coûts sociaux et environnementaux

Comme détaillé précédemment, le choix d'une méthode de gestion des déchets miniers repose principalement sur la réduction des coûts d'investissement et d'exploitation (Carneiro & Fourie, 2018). Dans ce cadre, la méthode des déversements est particulièrement attractive. Cependant, les précédents auteurs soulignent que **ces méthodes « à faibles coûts » peuvent ne pas présenter d'intérêt économique significatif, voire aucun, si les coûts environnementaux, sociaux et ceux associés aux risques potentiels sont pris en compte** (Carneiro & Fourie, 2018).

Le retour d'expérience sur les sites ayant procédé à des déversements en rivière, en lac et en mer met en évidence que **les impacts sanitaires, environnementaux et sociaux peuvent être particulièrement graves**. Dans la plupart des cas, ces derniers ne sont pas gérés. Au mieux, ils sont pris en charge partiellement par les États, à l'image de la situation de tous les anciens sites miniers à l'international (*voir chapitre 5 p. 113 ci-après*).

Pour mémoire, les coûts associés à la réhabilitation de la vallée de Cœur d'Alene (concernée par des déversements en rivière de 1884 à 1967) s'élèveraient à 1 milliard de dollars américains et ne permettraient même pas une prise en charge complète des zones contaminées (*voir § 4.1.1 p. 90*). **Si la restauration partielle des zones polluées par des déversements en rivière ou en lac n'est possible qu'à des coûts démesurés, celle des zones polluées par des déversements en mer est impossible, tant techniquement qu'économiquement** (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012). À la difficulté de récupérer des volumes gigantesques de résidus miniers déposés dans les fonds marins, s'ajoutent les impacts probables que de telles opérations pourraient avoir sur les écosystèmes (remaniement et oxydation de matériaux résiduaires contenant des métaux et métalloïdes, développement de panaches turbides, etc.).

4.3. Le recours à cette méthode n'est pas ou peu règlementée

4.3.1. Limites du protocole de Londres

Le *Protocole de Londres sur la prévention de la pollution marine*[142] adopté en 1996, est **l'un des deux principaux instruments internationaux pour la protection des océans contre la pollution anthropique résultant de l'immersion de déchets** (Dold, 2014 ; Organisation maritime internationale (OMI), 2016). Il complète les règles définies dans la *Convention de Londres* (1972, actualisée en 1996) en étant plus restrictif[143], notamment par l'intégration du **principe de précaution**.

Tout comme la Convention, le Protocole de Londres stipule que **l'immersion de déchets est en général interdite, mais qu'elle peut être envisagée pour huit exceptions**, à l'issue d'un processus d'évaluation et de délivrance de permis (OMI, 2016). Les huit exceptions sont[144] : (1) les matériaux de dragage ; (2) les boues d'épuration ; (3) les déchets de poissons ; (4) les navires et les plateformes ; (5) **les matériaux géologiques, inorganiques et inertes, par exemple les stériles miniers** ; (6) les matériaux organiques d'origine naturelle ; (7) les articles volumineux comprenant principalement du fer, de l'acier et du béton ; (8) les flux de dioxyde de carbone provenant de procédés de séquestration du dioxyde de carbone.

Les « matériaux géologiques, inorganiques et inertes » pourraient être définis comme des blocs de roches, des graviers ou du sable **qui ne présentent pas de risque de contamination chimique ou biologique en cas d'immersion en mer**. Cette définition ne peut pas s'appliquer aux résidus miniers, puisqu'ils ne sont généralement pas inertes (Dold, 2014, p. 658) :

> « Therefore, it can be concluded that tailings from metal mines are usually not composed of inert geological minerals, and only detailed mineralogical and geochemical studies can give light to the question of whether this material will remain stable in submarine disposal. »[145]

Cette question a été étudiée par Naturvernforbundet (Les Amis de la Terre Norvège) en 2015, qui rappelait également le caractère non-inerte des résidus miniers[146], en reprenant les avis d'organisations scientifiques tel que *The Scottish Association for Marine Scientists* (Naturvernforbundet, 2015).

---

[142] Titre officiel du Protocole, également intitulé : « *Protocole à la Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières* »

[143] « The purpose of the Protocol is similar to that of the Convention, but the Protocol is more restrictive: application of a "precautionary approach" is included as a general obligation; a "reverse list" approach is adopted, which implies that all dumping is prohibited unless explicitly permitted; incineration of wastes at sea is prohibited; export of wastes for the purpose of dumping or incineration at sea is prohibited. Extended compliance procedures and technical assistance provisions have been included, while a so-called transitional period allows new Contracting Parties to phase in compliance with the Protocol over a period of five years, provided certain conditions are met. » (OMI, Page internet n°1)

[144] Les termes originaux en anglais, tels qu'inscrits dans le Protocole, sont : (1) dredged material ; (2) sewage sludge ; (3) fish wastes ; (4) vessels and platforms ; (5) inert, inorganic geological material (e.g., mining wastes) ; (6) organic material of natural origin ; (7) bulky items primarily comprising iron, steel and concrete ; (8) carbon dioxide streams from carbon dioxide capture processes for sequestration.

[145] Traduction proposée par SystExt : « *On peut donc conclure que les résidus des mines de métaux ne sont généralement pas composés de matériaux géologiques inertes, et que seules des études minéralogiques et géochimiques détaillées peuvent apporter des réponses à la question de savoir si ce matériau restera stable dans un dépôt sous-marin.* »

[146] De plus, cette ONG a étudié le questionnaire établi par l'Organisation maritime internationale (OMI) pour déterminer si des résidus miniers pouvaient correspondre à une exception de type (5). Elle a ainsi mis en évidence que les résidus miniers ne peuvent pas être classés comme « matériaux géologiques, inorganiques et inertes ».

Ainsi, le protocole de Londres comporte une limite majeure, plus précisément un vide règlementaire, puisque les résidus miniers devraient théoriquement être une exception de type (5) mais ne le sont pas « dans la pratique ». Dans cette situation, **rien n'interdit le déversement en mer de résidus miniers**. En 2008, l'Organisation maritime internationale (OMI) s'est rendue compte de cette **lacune règlementaire pour les résidus miniers**, qu'elle considère comme étant une **source majeure de contaminants dans les environnements marins** (OMI, Page internet n°2) :

> « In may 2008, The Scientific Groups noted that while pipeline discharges and other land-based sources of marine pollution fell beyond the regulatory scope of the London Convention and Protocol, the discharge of such tailings may frequently fall beyond any effective international regulatory control, despite their clear potential to act as major contributors to marine environments of contaminants of concern to the Convention and Protocol. »[147]

Afin de pallier ce manque, l'OMI a demandé que soit réalisée une évaluation de la situation concernant les déversements volontaires en milieux aquatiques, qui a été publiée cinq ans plus tard (*il s'agit de l'étude de Vogt de 2013*). Depuis, aucune mesure n'a été prise, ce qui signifie que **les résidus miniers ne sont soumis ni à la Convention de Londres, ni au Protocole de Londres, et peuvent être déversés sans enfreindre la règlementation internationale**.

Selon SystExt, il est incohérent que le principal instrument international pour la protection des océans contre les pollutions anthropiques ne prenne pas en compte des déchets qui sont parmi les plus polluants et les plus toxiques (*sur ce dernier point, voir § 2.1.4 p. 22 sur les déchets miniers*).

4.3.2. Pas de principe de précaution même en cas de ratification

Au 1er janvier 2021, 87 pays avaient ratifié la Convention de Londres et 53 pays avaient ratifié le Protocole de Londres (US EPA, *Ocean Dumping: International Treaties*) (*Figure 48*).

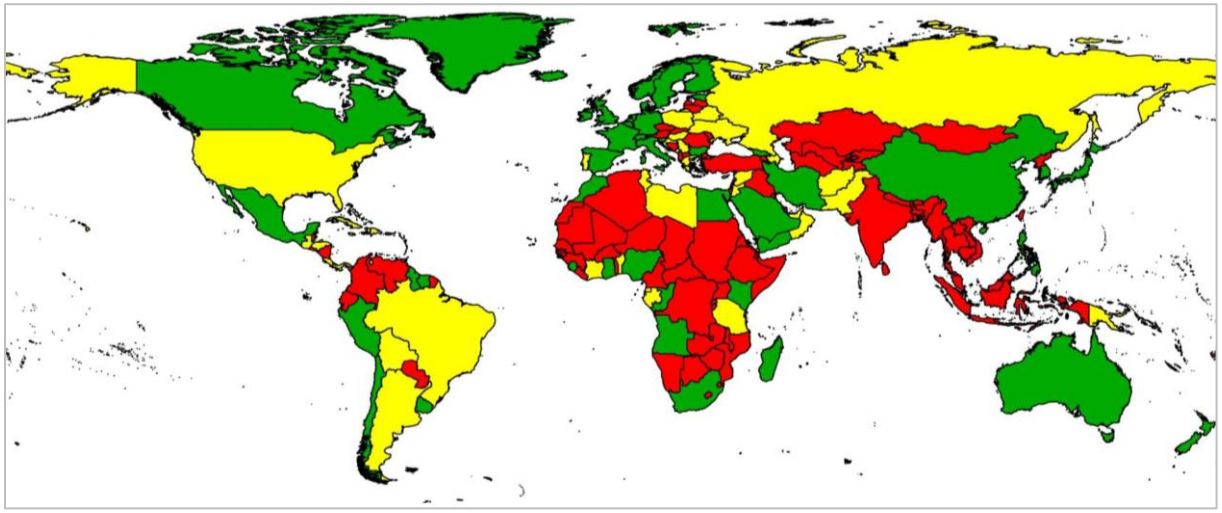


Figure 48 : Carte des pays ayant ratifié le Protocole de Londres (en vert), la Convention de Londres (en jaune) ou aucun des deux (en rouge), en date du 22/02/2019 (Source : OMI, 2019 · Lien)

[147] Traduction proposée par SystExt : « *En mai 2008, les Groupes Scientifiques ont noté que [...] le déversement de [...] résidus miniers peut souvent échapper à tout contrôle réglementaire international efficace, malgré leur potentiel évident d'agir comme des sources majeures de contaminants dans les environnements marins, qui relèvent de la Convention et le Protocole*. »

Ces listes comprennent les pays identifiés par SystExt, procédant ou envisageant de procéder à des déversements de résidus miniers en mer (*voir § 4.1.3 p 96 sur l'inventaire des sites concernés par des déversements*). Il s'agit du Groenland[148] et de la Norvège qui ont ratifié le Protocole de Londres, ainsi que de la Grèce et de la Papouasie-Nouvelle-Guinée qui ont ratifié la Convention de Londres.

En ayant ratifié l'un de ces deux accords internationaux, les pays n'ont certes pas d'obligation vis-à-vis des déversements de résidus en mer, mais ils s'engagent néanmoins à prendre en compte les conséquences environnementales que peut entraîner cette pratique. Selon SystExt, **la logique voudrait qu'ils contrôlent et qu'ils limitent ces pratiques compte-tenu des impacts connus et des risques associés**.

À ce titre, **le positionnement de la Norvège, qui a ratifié le Protocole de Londres, est particulièrement paradoxal**. En premier lieu, selon l'inventaire réalisé par SystExt, elle fait partie des pays les plus concernés par les déversements volontaires en milieux aquatiques, avec un total de 10 sites, tous en milieu marin (*voir Tableau 3 p. 99*). Actuellement, elle permet aux compagnies minières de recourir à cette méthode sur 8 sites miniers. De plus, elle étudie deux nouvelles propositions (projet de rutile-grenat d'Engebø et projet de cuivre de Kvalsund), malgré les impacts connus des déversements réalisés jusqu'alors dans les fjords norvégiens (Naturvernforbundet, 2015 ; Morello, et al., 2016).

En 2016, la Norvège a voté contre la résolution WCC 2016 Res 053 de l'UICN « *Protéger les milieux côtiers et marins contre les résidus miniers* » appelant à l'interdiction des déversements en mer (UICN, 2016). La Norvège a été l'un des deux seuls pays (avec la Turquie), parmi 53 pays votants, à s'être opposé à cette proposition, contre l'avis de la société civile (Sutterud & Ulven, in *The Guardian*, 14/09/2016) :

> « "Norway is the worst of the worst environmental offenders," said Silje Lundberg, head of Friends of the Earth Norway. "Not only do we stand for half of all mining waste deposits in the sea already, we are planning new ones" »[149]

4.3.3. Faiblesse des règlementations nationales

En l'absence de cadre international, la responsabilité de la réglementation des déversements en milieux fluvial, lacustre ou marin revient donc aux États.

Certains pays ont fait le choix de l'interdiction des déversements volontaires en milieux aquatiques. Concernant les déversements en mer, il s'agit du Danemark[148], du Royaume-Uni, de la Grèce, de la France, de l'Australie, du Canada, des États-Unis, du Brésil, de la Russie et de la Chine (Oceana, 2019). Cependant, malgré l'accumulation de preuves sur le caractère dangereux de la pratique des déversements, **de trop nombreux pays ne légifèrent pas, ou insuffisamment, cette question**.

[148] Bien que pays constitutif du Royaume du Danemark, le Groenland dispose d'une autonomie législative sur divers champs de compétences, dont les activités minières.

[149] Traduction proposée par SystExt : « *La Norvège est le pire des pires contrevenants en matière d'environnement", a déclaré Silje Lundberg, responsable des Amis de la Terre Norvège. "Non seulement la moitié de tous les dépôts de déchets miniers se trouvent dans la mer, mais nous en prévoyons de nouveaux"*. »

L'Indonésie n'a signé ni la Convention de Londres, ni le Protocole de Londres. Le pays est connu pour ses trois sites de déversement (*voir Tableau 3 p. 99*), il s'agit de : Grasberg (or-cuivre, en exploitation, 87.60 millions de tonnes par an (Mt/an), déversement en rivière), Batu Hijau (or-cuivre, en exploitation, 40.88 Mt/an, déversement en mer), et Mihahasa Ray (or, fermé, 1.10 Mt/an, déversement en mer).
Septiana Nurbani (2020) a étudié le cadre légal de l'Indonésie afférant aux déversements volontaires en milieux aquatiques. Si elle reconnaît l'importance économique de l'industrie minière (représentant 9.4 % du revenu national), elle rappelle cependant que ces activités sont les plus destructrices et polluantes du pays (Septiana Nurbani, 2020). Elle souligne les **insuffisances réglementaires et les vides juridiques qui caractérisent le droit indonésien lorsqu'il s'agit de déversements** (Septiana Nurbani, 2020). En effet, ces pratiques sont règlementées par des décrets ministériels, qui ne permettent pas de sanctionner un industriel en cas de catastrophe environnementale et sanitaire, tel que cela s'est produit dans la Baie de Buyat dans laquelle la mine de Minhasa Ray a déversé ses déchets durant une dizaine d'années (*voir § 4.1.2 p. 93*) Septiana Nurbani (2020, p. 92) :

> « [...] mainly the regulation on submarine tailing disposal in Indonesia is addressed in Minister of Environment Decree. [...] There is no regulation on criminal sanctions. Consequently, if there is a breach of the obligations, no legal sanction may be imposed on the subject. **It is of utmost importance to regulate submarine tailing disposal in Indonesia in form of laws**. The law has more binding regulations than a minister's decree. **The binding laws will protect our environment in the future if [Buyat Bay] precedent occurs**. »[150]

Les États-Unis n'ont pas non plus signé le Protocole de Londres, mais la Convention de Londres. À l'échelle nationale, les autorités ont interdit les déversements en mer (Oceana, 2019) et légifèrent sur les déversements lacustres et fluviaux par le *Clean Water Act*, la principale loi fédérale régissant la pollution de l'eau. Selon les dispositions de cette loi, et en particulier de sa section 404, le déversement en lac ou en rivière devrait être interdit. Cependant, l'exploitant de la mine d'or de Kensington, en Alaska est parvenu à identifier une « faille » dans la réglementation américaine, afin de déverser un total de 7 millions de tonnes de résidus dans le lac *Lower Slate Creek* (Earthworks & MiningWatch Canada, 2012 ; Willson-Naranjo & Kanouse, 2016). En 2009, la Cour suprême américaine a autorisé la compagnie minière à procéder à ce déversement (Earthjustice, 2009).

[150] Traduction proposée par SystExt : « […] *la règlementation sur les déversements en mer en Indonésie est principalement abordée dans des décrets du ministre en charge de l'environnement.* [...] *Il n'existe pas de réglementation sur les sanctions pénales. Par conséquent, en cas de violation des obligations, aucune sanction légale ne peut être imposée au sujet. Il est de la plus haute importance de réglementer l'élimination des résidus sous-marins en Indonésie sous forme de lois. La loi est plus contraignante qu'un décret ministériel. Les lois contraignantes protégeront notre environnement à l'avenir de précédents tels que [Buyat Bay].* »

4.4. Il faut interdire cette pratique de toute urgence

Comme détaillé précédemment, en 2016, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a appelé les États à **interdire les déversements en mer** : « *Appelle tous les États à interdire l'immersion marine de résidus miniers provenant de nouvelles mines dès que possible et à envisager de mettre un terme aux sites actifs d'immersion marine* » (UICN, 2016).

Un an après, le Programme des Nations unies pour l'environnement a recommandé l'**interdiction des déversements en rivière** et demandé à ce que **des engagements soient pris pour ne plus l'utiliser** (Roche, et al., 2017). Il ajoute que **les déversements en milieux lacustre et marin doivent être évités**, sauf si cela est justifié par une expertise indépendante (Roche, et al., 2017, p. 64) :

> « **Ban or commit to not use riverine tailings disposal**. Adopt a **presumption against the use of submarine tailings disposal**, [...] unless justified by independent review. »[151]

SystExt s'associe aux recommandations de ces deux organisations internationales. L'association avait d'ailleurs soutenu la campagne de mobilisation internationale *Ditch Ocean Dumping*, réunissant plus de quarante associations et ONG à l'international, et appelant à l'arrêt immédiat des déversements volontaires en milieux aquatiques (Earthworks, et al., 2018).

Compte-tenu de la gravité des impacts sanitaires et environnementaux décrits précédemment dans ce chapitre, de l'absence de réglementation internationale et de la faiblesse des lois nationales, **SystExt appelle à interdire cette pratique, en arrêtant dès maintenant les déversements en cours et en s'engageant à refuser toute proposition de nouveau déversement**. Pour le milieu marin, l'une des possibilités serait de retirer les « matériaux géologiques, inorganiques et inertes » de la liste des exceptions du Protocole de Londres. Ainsi, tous les déchets miniers (tant les stériles que les résidus), seraient *de facto* régis par les prescriptions du Protocole et leur immersion serait par conséquent interdite.

[151] Traduction proposée par SystExt : « *Interdire ou s'engager à ne pas utiliser l'élimination des résidus en rivière. Adopter le principe de précaution par rapport au déversement des résidus en mer, [...] à moins que cela ne soit justifié par une expertise indépendante.* »

5. Anciens sites miniers

5.1. La situation des anciens sites miniers est catastrophique

5.1.1. Nombre incalculable d'anciens sites miniers dans le monde

Il y a 10 000 à 7 000 ans, l'exploitation des ressources minérales par l'homme a été amplifiée et structurée en parallèle du développement des premières civilisations (Earth Systems, 2006). En revanche, la prise de conscience de la nécessité de réhabiliter les anciennes mines est très récente et remonte **à la fin du XX^{ème} siècle** (Le Roux, 2002).

Il est impossible de dénombrer les anciens sites miniers mais **il en existerait plusieurs millions** dans le monde (Hufty, 2019). Les États-Unis recensent plus de 500 000 mines abandonnées sur leur territoire, dont la moitié se situerait dans l'ouest intérieur (hors Californie) (Starke, 2002 ; Deshaies, 2016). Ce nombre est également estimé à plus de 50 000 en Australie (Pepper et al., 2014 ; Hunger, in *The Conversation*, 23/07/2014), ou encore à 6 000 en Afrique du Sud (Munnik, et al., 2010). Ces sites sont, dans la majorité des cas, non référencés, ce qui sous-entend que les risques et pollutions associés ne le sont pas non plus.

5.1.2. Mines abandonnées et orphelines

Suite à la fermeture d'une mine, il est fréquent que celle-ci soit désaffectée, sans responsable juridique, lui confèrent le statut de site « abandonné » ou « orphelin » (Holmes & Stewart, 2011). Tremblay et Hogan (2016) définissent ainsi les mines abandonnées ou orphelines comme celles pour lesquelles le propriétaire ne peut pas être identifié, est insolvable, ou refuse de réhabiliter le site. Cette définition est d'ailleurs celle retenue par l'initiative multi-acteurs *National Orphaned and Abandoned Mines Initiative (NOAMI)* au Canada (Holmes & Stewart, 2011)[152].

L'absence de propriétaire ou de responsable conduit généralement au fait que **la gestion du site revient à l'État**. C'est le cas dans le droit français[153] pour les centaines de sites abandonnés sur le territoire national. Bien que les États soient le plus souvent en charge de la gestion de l'après-mine, ils négligent souvent cette problématique. En conséquence, **la plupart des sites abandonnés ou orphelins n'ont jamais fait l'objet de travaux de mise en sécurité ou de réhabilitation**. Ainsi, en Afrique du Sud, seuls 0,7% des presque 6 000 anciennes mines recensées ont été réhabilités (Parliamentary Monitoring Group, South Africa, 2017).

Les impacts environnementaux associés sont connus pour être graves (Tremblay & Hogan, 2016) **mais restent sous-estimés**.

[152] « An "abandoned mineral site" is […] defined […] as "a neglected mineral site that has not been terminated and has no responsible owner" (an orphaned mineral site is synonymous with abandoned mineral site) » (Holmes & Stewart, 2011, p. 21). Traduction proposée par SystExt : « *Un "site minier abandonné" est [...] défini [...] comme "un site minier négligé qui n'a pas été fermé et qui n'a pas de propriétaire responsable" (un site minier orphelin est synonyme de site minier abandonné)*. »

[153] Selon l'article 155-3 du Code minier : « En cas de disparition ou de défaillance du responsable, l'État est garant de la réparation des dommages causés par son activité minière. »

À ce titre, les autorités de Nouvelle-Galles du Sud, en Australie, considèrent que les mines abandonnées représentent la pire source de contamination que l'État ait à gérer (Hunger, *The Conversation*, 23/07/2014) :

> « In 2012, the NSW [New South Wales] Auditor General declared that "derelict mines may represent **the largest category of contamination liability for the state**". He also noted that the "derelict mines program has many thousands of hectares of degraded and contaminated land **where mining companies abandoned mines without cleaning up or stabilising the sites**." »[154]

Le constat est le même au Canada, où plus de 10 000 sites nécessiteraient des travaux de réhabilitation (Holmes & Stewart, 2011).

Fort de ces constats, récurrents à l'international, le programme de recherche *Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD)* considère que l'industrie devrait coopérer avec les organisations internationales afin de réaliser des **inventaires des mines abandonnées**, et afin d'identifier celles qui doivent faire l'objet d'**actions prioritaires** (Starke, 2002).

5.1.3. Impacts environnementaux et sanitaires graves

Les impacts induits par une ancienne exploitation minière peuvent être de plusieurs ordres : (1) perturbations hydrologiques et hydrogéologiques potentiellement néfastes pour l'occupation du sol ou du sous-sol ; (2) instabilités des terrains de surface ; (3) émissions de gaz potentiellement dangereux ou toxiques ; (4) rejets dans l'environnement de substances chimiques dont certaines sont toxiques pour les écosystèmes et la santé humaine (INERIS, 2017).

Les pollutions des eaux de surface, des eaux souterraines et des sols sont persistantes et étendues. Ainsi, aux États-Unis, 116 000 mines poseraient des problèmes environnementaux et près de 15 000 mines seraient à l'origine d'une pollution des eaux de surface et souterraines (Deshaies, 2016). En conséquence, 19 300 km de cours d'eau et 72 000 ha de lacs et d'aquifères sont gravement affectés par ces pollutions (Lottermoser, 2010). Cette situation est similaire au Royaume-Uni où 9 % des rivières d'Angleterre et du Pays de Galles pourraient ne pas atteindre les objectifs de bon état fixés par la Directive-cadre sur l'eau, du fait des contaminations induites par les mines abandonnées (Johnston, et al., 2008, p. V) :

> « Nine percent of rivers in England and Wales, and two percent in Scotland are at risk of failing to meet their Water Framework Directive targets of good chemical and ecological status **because of abandoned mines. These rivers carry some of the biggest discharges of metals such as cadmium, iron, copper and zinc to the seas around Britain**. »[155]

[154] Traduction proposée par SystExt : « *En 2012, le vérificateur général de la NSW [Nouvelle-Galles du Sud] a déclaré que "les mines abandonnées peuvent représenter la plus importante catégorie de responsabilité en matière de contamination pour l'État". Il a également noté que le "programme des mines abandonnées compte plusieurs milliers d'hectares de terrains dégradés et contaminés où les sociétés minières ont abandonné les mines sans nettoyer ou stabiliser les sites."* »

[155] Traduction proposée par SystExt : « *Neuf pour cent des cours d'eau d'Angleterre et du Pays de Galles, et deux pour cent de ceux d'Écosse risquent de ne pas atteindre les objectifs de bon état chimique et écologique fixés par la directive-cadre sur l'eau à cause des mines abandonnées. Ces rivières sont à l'origine de certains des plus importants rejets de métaux tels que le cadmium, le fer, le cuivre et le zinc dans les mers de Grande-Bretagne*. »

Si la ressource est dégradée du point de vue qualitatif, elle ne l'est pas moins du point de vue quantitatif. Les pompages des eaux souterraines et les détournements de cours d'eaux sont fréquents au niveau du site minier en exploitation et dans son environnement. Ces interventions perturbent les écoulements des années, voire des siècles après la fermeture, sans qu'il soit parfois possible de prédire les effets à long-terme. À ce titre, l'exemple des réservoirs miniers des grands bassins houillers français est évocateur. Les réservoirs du bassin lorrain ont été ennoyés en 2012, et la reconstitution des nappes phréatiques est prévue pour 2035, tandis que, en principe, ceux du Nord-Pas-de-Calais seront ennoyés définitivement en 2300 (Ministère de l'écologie & Ministère de l'économie, 2011). Ce n'est qu'à ces horizons qu'il sera possible d'évaluer les conséquences de ces ennoiements (Ministère de l'écologie & Ministère de l'économie, 2011).

Aux risques environnementaux s'ajoutent les risques sanitaires ; qui, le plus souvent, ne sont ni quantifiés, ni signalés aux populations locales. Là encore, l'apparition des effets peut se faire des décennies après l'arrêt de l'exploitation (MiningWatch Canada, 2000).

Entwistle, et al. (2019) notent que **les risques sanitaires sont récurrents au niveau et dans l'environnement des anciens sites miniers**, quel que soit le l'endroit où l'activité minière a été conduite. Les auteurs associent principalement ces risques à la présence de déchets miniers non réhabilités et aux concentrations élevées en métaux et métalloïdes, souvent supérieure à plusieurs pourcents en masse, qui les caractérisent (Entwistle, et al., 2019, p. 69) :

> « Wherever mining has taken place then there is a potential legacy of exposed wastes, the literature attests **to multiple ongoing health risks for people and the wider environment associated with many abandoned mine sites and un-remediated tailings**. Many legacy sites contain relatively high concentrations of metals and metalloids, often up to several percent by mass, [...]. »[156]

Le fait que les déchets et effluents miniers soient au cœur des problématiques sanitaires posées par les sites miniers abandonnés est un constat partagé par l'Agence de protection environnementale américaine (US EPA) (US EPA, 2000). Dans l'ouest des États-Unis, 32 sites miniers présenteraient ainsi un **danger immédiat pour la santé humaine** (Deshaies, 2016). À ce titre, une étude conduite

Le cas de l'ancienne mine d'or de Campo de Jales, au nord-est, du Portugal permet d'illustrer les impacts associés aux anciens sites miniers. L'activité minière a cessé plutôt récemment, en 1992 ; abandonnant en l'état la mine à ciel ouvert, des dépôts de stériles, des dépôts de résidus (dont un parc à résidus contenant 5 millions de tonnes), des écoulements d'eaux acide, etc. (Mayan, et al., 2006). Il en a résulté une forte érosion des sols mais aussi une contamination étendue des sols, des eaux des surface, des sédiments, de la faune, de la flore mais aussi des eaux souterraines (Mayan, et al., 2006 ; Coelho, et al., 2007). En particulier, des concentrations particulièrement élevées ont été mesurées en manganèse (Mn), en arsenic (As), en plomb (Pb) et en cadmium (Cd) (Mayan, et al., 2006 ; Coelho, et al., 2007). Des études sanitaires ont été conduites, démontrant une imprégnation des populations riveraines en ces deux dernières substances, mais aussi une prévalence de symptômes tels que des irritations des yeux ou des maladies respiratoires (Mayan, et al., 2006 ; Coelho, et al., 2007). En conclusion, les chercheurs précédents ont souligné la nécessité de poursuivre les travaux de mise en sécurité du site.

[156] Traduction proposée par SystExt : « *Partout où une exploitation minière a eu lieu, il existe un héritage potentiel de sources de pollution minières. La littérature atteste de multiples risques sanitaires permanents pour les personnes et l'environnement au sens large, associés à de nombreux sites miniers abandonnés et à des résidus non réhabilités. De nombreux anciens sites contiennent des concentrations relativement élevées de métaux et de métalloïdes, souvent jusqu'à plusieurs pour cent en masse,* [...]. »

5.2. Il n'y a pas de retour possible à l'état initial

Suite à la cessation de l'activité minière, il faut distinguer deux principales étapes (réalisées ou non) (Poulard, et al., 2017b) :

- La « **mise en sécurité** » du site qui est réalisée au moment de la fermeture, et qui a pour objectif de **faire cesser les désordres et les nuisances**. Le principal objectif est d'éviter tout dommage en termes géotechniques et environnementaux.
- La « **réhabilitation** » du site qui consiste à réaménager le site minier, mais également à **surveiller et prévenir les risques résiduels**. Le principal objectif est d'assurer l'intégration paysagère du site minier dans son environnement.

5.2.1. Mises en sécurité dérisoires

Kabir, et al. (2015) constatent un manque d'études et de données sur les modalités de mise en sécurité des sites miniers (Kabir, et al., 2015, p. 140) : « *While there are some literature on mine closure, relatively less academic attention has been paid to mine closure planning and practice as compared to study on the development and operational phase of mining […]. The relative paucity of studies on mine closure presents challenges for understanding key issues across jurisdictions and advancing policy and practice […]* ».

La plupart du temps, la mise en sécurité des sites miniers consiste uniquement à :

- Combler ou remblayer les galeries, les puits et les ouvrages débouchant au jour[157] ainsi que des ouvrages creusés en surface (tranchée, mine à ciel ouvert, etc.) ;
- Taluter des fronts ;
- Végétaliser les dépôts miniers sujets à l'érosion et à l'envol de poussières ;
- Installer des dispositifs permettant de réduire ou d'empêcher l'accès au site.

Ces mesures sont contraintes par des raisons techniques et financières (Poulard, et al., 2017b). Par exemple, au sein du seul bassin ferrifère lorrain en France, le linéaire de galeries est estimé à environ 40 000 km, soit une longueur équivalente à la circonférence du globe terrestre (Poulard, et al., 2017b). L'ensemble de ce réseau n'a pu être mis en sécurité pour des motifs économiques et techniques, entraînant de nombreux effondrements en surface (Fougeron, 2007). Dans le cas des anciennes mines d'uranium françaises, pourtant déclarées comme mises en sécurité et réhabilitées ; cela se traduit notamment, en plus des effondrements en surface, par des résurgences d'eaux contaminées (Bretesché & Ponnet, 2013). **Le plus souvent, compte-tenu de la nature des dommages occasionnés par l'exploitation, une mise en sécurité complète et pérenne n'est pas possible** (Bril & Floc'h, 2001).

5.2.2. Pollutions persistantes et ingérables

Les impacts environnementaux induits par une ancienne exploitation minière sont systémiques et documentés (Bril & Floc'h, 2001 ; INERIS, 2017).

[157] Entrées (de puits, de galerie ou de descenderie) vers les travaux miniers souterrains

Les **principaux processus de relargage des polluants** sont de trois ordres (Bril & Floc'h, 2001) :

- (1) Les transformations du massif rocheux (travaux souterrains ou à ciel ouvert) modifient profondément les voies naturelles de circulation des eaux, et créent des émergences nouvelles pouvant transporter des polluants.
- (2) Les déchets miniers (majoritairement stériles et résidus miniers), riches en métaux et métalloïdes, sont stockés sous forme de dépôts ou de bassins. Plus leur granulométrie est fine, plus cela accroît dans des proportions importantes les possibilités de contact entre les eaux météoriques et les polluants.
- (3) Les matériaux résiduaires (déchets miniers ou sols contaminés), situés sur le trajet des eaux de surface ou souterraines, peuvent être mis en solution et transportés.

Pour rappel, les principaux polluants générés par l'activité minière sont les métaux et métalloïdes. Il s'agit d'éléments persistants dans l'environnement, sur des échelles de temps centenaires à millénaires. Ainsi, dans la haute-vallée de l'Arve (Alpes, France), une pollution au plomb liée à une activité minière datant du II^{ème} siècle persiste aujourd'hui (Arnaud, et al., 2010). Dans les Vosges, des métaux exploités il y a 1 000 ans sont encore présents dans les sols, et biodisponibles[158] pour la faune (Mariet, et al., 2016). Plus récemment, les pollutions liées à une rupture de parc à résidus en 2014 (Mount Polley, Canada) pourraient perdurer dans l'environnement des milliers d'années dans les sols et les sédiments (Byrne, et al., 2015). **La suppression de ces impacts est infaisable et les conséquences associées affecteront de nombreuses générations encore**.

Par ailleurs, l'étude de bassins miniers exploités depuis des siècles ou des millénaires apportent des informations complémentaires. Si toutes les époques d'exploitation sont systématiquement associées à un marquage métallique des sols et des sédiments, **les pollutions les plus significatives ne sont pas nécessairement associées aux âges les plus anciens** (Leblanc, et al., 2000 ; Olias & Nieto, 2015). Dans certains cas, l'inverse est même constaté : les activités les plus récentes sont associées aux contaminations les plus graves (Lindahl, 2014). Ainsi, à partir de nombreuses données géologiques, archéologiques et historiques, Olias et Nieto (2015) ont démontré que la qualité actuelle du fleuve Río Tinto est le résultat des activités minières récentes (1850-2001). De plus, concernant le drainage minier acide intense qui s'y développe, les auteurs soulignent que la part d'origine naturelle est négligeable par rapport à celle d'origine anthropique (Olias & Nieto, 2015).

5.2.3. Méthodes de réhabilitation faibles

Nombre d'auteurs dénoncent le fait qu'il n'y ait **aucune réhabilitation mise en œuvre sur la plupart des anciens sites miniers** (Holmes & Stewart, 2011 ; Pepper, et al., 2014 ; Deshaies, 2016 ; Hufty, 2019). Du fait même de son échelle, l'exploitation minière laisse dans les paysages des héritages d'une telle dimension, que leur réhabilitation apparaît comme extrêmement problématique (Deshaies, 2016). Ainsi, quand les moyens financiers le permettent, les outils de réhabilitation restent faibles au regard de la persistance des pollutions décrites dans le *§ 5.2.2 précédent*.

[158] La biodisponibilité est la proportion d'une substance qui agit effectivement dans l'organisme par rapport à la quantité absorbée.

En général, la réhabilitation des sites miniers peut consister à (Poulard, et al., 2017b) :

- Démanteler les installations minières (bâtiments et machines) ;
- Réaménager les abords des ouvrages débouchant au jour[159] et les ouvrages creusés en surface (mis en sécurité au moment de la fermeture, pour rappel), afin d'assurer une bonne intégration paysagère ;
- Confiner les dépôts de résidus qui sont à l'origine des plus grands risques sanitaires et environnementaux ;
- Favoriser la végétalisation de l'intégralité du site, avec l'apport de terre et l'ensemencement (mécanique ou manuel) ;
- Préparer le site à d'éventuelles reconversions, qu'elles soient industrielles ou touristiques.

Il n'est pas possible d'empêcher la circulation des eaux dans les massifs rocheux et dans les dépôts miniers (stériles ou résidus) et leur mise en contact avec les polluants présents (Bril & Floc'h, 2001). C'est pourquoi, si les techniques de gestion des eaux (souterraines ou de surface) dans le cadre de la réhabilitation peuvent apparaître variées[160], **elles se résument dans les faits à deux principes : le détournement en amont et/ou le traitement en aval du site minier** (Besson, 2004 ; Foucher, et al., 2012 ; Nimsgern, et al., 2012).

Les techniques permettant le traitement des eaux en aval du site sont, elles aussi, limitées. Elles consistent principalement à faire précipiter les substances contaminantes, soit de façon « passive » dans des lagunes, soit de façon « active » par l'apport de chaux pour accélérer cette précipitation[161].

Aux coûts de la réhabilitation minière peuvent s'ajouter les coûts de la surveillance à long-terme : stabilité des ouvrages souterrains ou des dépôts, échappements de gaz, écoulements souterrains ou de surface, etc. Par exemple, dans le cas de la mine de cuivre et pyrite de Chessy (France) qui a fermé en 1877, une installation de traitement des eaux[162] est encore active et indispensable plus d'un siècle plus tard (Coll. Géologues, 2007).

Cette surveillance est d'autant plus cruciale que des accidents peuvent se produire longtemps après la fermeture d'un site minier, qu'il soit réhabilité ou non. L'exemple de l'ancienne mine d'or et d'argent de Gold King au Colorado, États-Unis, est à ce titre particulièrement probant (*voir encadré ci-après*).

Ainsi, contrairement aux idées reçues, la réhabilitation d'un ancien site minier permet, dans le meilleur des cas, de limiter les risques sanitaires et environnementaux mais pas de les supprimer. De plus, la façon dont la réhabilitation est menée conduit à une invisibilisation des sources de pollution, voire même de toute trace d'activité minière (Bretesché & Ponnet, 2013). Ces derniers auteurs, à partir de l'exemple des mines d'uranium françaises, constatent que l'invisibilisation de ce passif entretient une perte de la mémoire collective.

---

[159] Il est bien souvent nécessaire de garder une partie accessible pour inspecter et/ou visiter les puits et entrées de galerie : levés de niveaux d'eau, inspections géotechniques, évents de gaz, surveillance des espèces protégées, etc. (Poulard, et al., 2017b).

[160] Bassins de rétention, bassins de filtration, barrages, installations de traitement des eaux, stations de pompage, lagunes avec plantes hyper-accumulatrices, etc.

[161] L'apport de chaux augmente le pH des eaux chargées et favorise ainsi la précipitation des métaux et métalloïdes, sous forme de sulfates notamment.

[162] Par apport de chaux et écoulement dans des bassins de filtration.

Les conséquences sont doubles : (1) oubli des sources de pollution et des risques associés ; (2) minimisation de la gestion par les pouvoirs publics (Bretesché & Ponnet, 2013, p. 18 et 22) :

> « En revégétalisant un ancien site d'exploitation, **on crée les conditions nécessaires pour le rendre invisible**, **mais si le problème disparaît des mémoires, il n'est pas pour autant résolu**. Même si le suivi des mines perdure dans le temps, cette ancienne exploitation est banalisée, fondue dans le paysage. »
>
> « La mémoire peut alors devenir un véritable enjeu lorsque l'oubli s'avère organisé pour éviter un mode de décision publique. »

Catastrophe de Gold King, Colorado, États-Unis

L'ancienne mine d'or et d'argent de Gold King a fermé en 1922. Celle-ci se trouve à proximité de la mine de Sunnyside, exploitée jusqu'en 1991. Les vastes travaux miniers souterrains du secteur ont considérablement modifié les écoulements souterrains et leur qualité (les eaux étant devenues acides et riches en métaux et métalloïdes). En 2009, dans le cadre de travaux de réhabilitation de la mine de Sunnyside, la galerie d'exhaure[163] de Gold King a été mise en sécurité. Six ans plus tard, dans le cadre de la gestion après-mine, l'Agence de protection environnementale américaine (US EPA) a réouvert l'entrée de cet ouvrage **(Gobla, et al., 2015)**. Cette intervention a conduit au déversement brutal de 11 millions de litres d'eaux minières contaminées et de matériaux résiduaires qui ont envahi la rivière Cement puis celle d'Animas. Selon la tribu Navajo, les eaux toxiques ont impacté 322 km de cours d'eau **(Bryan, in The Colorado Sun, 13/01/2021)**.

Suite à cette catastrophe, le Département de l'Intérieur américain a réalisé une étude **(Gobla, et al., 2015)**. Celle-ci conclut à l'insuffisance des travaux réalisés en 2009 et à une sous-estimation des risques par l'US EPA : « In preparing this report, BOR found that the conditions and actions that led to the Gold King Mine incident are not isolated or unique, and in fact are surprisingly prevalent. […] The final events leading to the blowout and uncontrolled release of water occurred due to a combination of an inadequately designed closure of the mine portal in 2009 combined with a misinterpretation of the groundwater conditions when reopening the mine portal in 2014 and 2015. » **(Gobla, et al., 2015, p. 1)**

Les auteurs ajoutent que ces manquements sont systémiques et récurrents dans la gestion de l'après-mine : « The incident at Gold King Mine is somewhat emblematic of the current state of practice in abandoned mine remediation. The current state of practice appears to focus attention on the environmental issues. Abandoned mine guidelines and manuals provide detailed guidance on environmental sampling, waste characterization, and water treatment, with little appreciation for the engineering complexity of some abandoned mine projects that often require, but do not receive, a significant level of expertise. » **(Gobla, et al., 2015, p. 2)**.



Figure 49 : Catastrophe de Gold King, Colorado, États-Unis, en août 2015
(à gauche) Rivière Animas entre Silverton et Durango (Colorado, États-Unis), 24 heures après le déversement des boues contaminées **(Riverhugger · Août 2015 · cc by-sa 4.0)**
(à droite, en haut) Entrée de la galerie d'exhaure à l'origine de la catastrophe **(EPA · Août 2015 · Public domain)**
(à droite, en bas) Bassins de décantation construits suite au déversement **(EPA · Août 2015 · Public domain)**

[163] Une **galerie d'exhaure** est un ouvrage souterrain permettant de drainer les eaux présentes dans les travaux miniers souterrains vers l'extérieur.

5.2.4. Retour impossible à l'état initial

Un site minier, réhabilité ou non, est inévitablement altéré par rapport à l'état initial avant exploitation (Bril et Floc'h, 2001 ; INERIS, 2017 ; Kivinen, 2017). Cet état de fait est rappelé par ce dernier auteur (Kivinen, 2017, pp. 8-9) : « *Mined land is inevitably altered to some degree from minor disturbances to significant, extensive changes depending on the nature of a specific project* ».

L'industrie minière affecte négativement l'environnement de diverses manières par rapport à l'état initial (Worlanyo & Jiangfeng, 2021) : diminution et modification du couvert végétal, altération de la qualité des eaux de surface (cours d'eau et lacs), appauvrissement voire stérilisation des sols, perte de biodiversité, etc.

Certes, des espèces de niche peuvent parfois s'implanter, mais **le bilan global sur les écosystèmes et la biodiversité est toujours négatif** (Gould, 2011 ; Thienpont, et al., 2016). À titre d'exemple, l'exploitation du lithium au Chili est à l'origine de dégradations significatives sur les vingt dernières années incluant : un déclin de la végétation, une élévation des températures journalières, une baisse de l'humidité des sols et une augmentation des épisodes de sécheresse (Liu, et al., 2019). **Même lorsque des travaux de réhabilitation sont réalisés**, et tenant compte des limites associées (*détaillées dans le § 5.2.3 précédent*), **ils permettent au mieux que se développe un nouvel environnement, disposant d'écosystèmes spécifiques**. Ceci est d'autant plus vrai que les perturbations sont importantes, comme dans le cas d'exploitations à ciel ouvert : « *Dans le cas d'une exploitation en découverte, qui prend actuellement une importance croissante, […] le paysage initial est totalement anéanti et l'excavation plus ou moins importante créée par l'activité d'extraction doit être ensuite complètement réaménagée, afin de construire de toutes pièces un nouveau paysage*. » (Deshaies, 2007, p. 9).

Ces perturbations sur les écosystèmes perdurent des décennies, tel que le démontre une étude conduite par Gould (2011) sur des anciennes mines de bauxite australiennes, 23 ans après leur réhabilitation. L'auteure remet ainsi en cause le concept de *no net loss*[164] ou *aucune perte nette* (Gould, 2011, p. 482) :

> « Rehabilitation can partially make up for biodiversity losses caused by the **initial loss of habitat**. **There is no evidence, however, that rehabilitation can achieve 'no net loss'**. Reliance on rehabilitation to achieve conservation outcomes does not address the fact that many fauna species require resources that are found only in mature forest. »

Ce constat peut être illustré avec le **cas emblématique de Sudbury, au Canada** (*voir encadré page suivante*).

[164] Il s'agit d'un principe de conservation se donnant pour objectif d'équilibrer la perte de biodiversité due aux activités humaines. En limitant ou en compensant les effets négatifs, le but est de parvenir à un bilan global nul ou positif.

Persistance des pollutions post-réhabilitation à Sudbury, Canada

Sudbury est un bassin minier majeur produisant du nickel, du cuivre et des platinoïdes (*voir note de bas de page n°98 p. 76)* depuis la fin du XIX^{ème} siècle. Ce bassin concentre 500 millions de tonnes de déchets miniers, ce qui représenterait un quart des déchets miniers acides du pays (Lottermoser, 2010). Dès le début de l'exploitation, les fonderies ont relargué des grandes quantités de dioxyde de soufre[165], mais aussi du cuivre, du plomb, du nickel, du cadmium, du cobalt, de l'arsenic ou encore du sélénium (Lottermoser, 2010). Il en a résulté une acidification de plus de 700 lacs ainsi que la formation de paysages lunaires, avec 20 000 ha de terrains dénudés et 80 000 ha de forêts devenues semi-arides (Lottermoser, 2010). À partir des années 1970, de gigantesques travaux de réhabilitation ont été conduits à l'initiative des citoyens, qui ont notamment consisté à : (1) fertiliser 3 500 ha de sols[166] ; (2) arracher les végétaux morts sur 1 000 ha ; (3) replanter 12,5 millions d'arbres (Lottermoser, 2010).

Cependant, les sols de la région contiennent toujours des quantités importantes de métaux et métalloïdes, dans un rayon de 120 km autour des fonderies (Lottermoser, 2010). La végétation est affectée par cette contamination, ainsi que par l'érosion des sols ou encore les faibles quantités de nutriments disponibles **(SARA Group, 2009 ; Lottermoser, 2010)**. Cette dégradation pérenne concerne également les lacs de la région. Bien que les sédiments les plus toxiques puissent être lentement enfouis sous des couches de matériaux moins contaminés, les sédiments resteront longtemps des habitats biologiquement appauvris **(Pearson, et al., 2002)**.

[165] Dans les années 1960, Sudbury était le plus grand émetteur de dioxyde de soufre au monde, à raison de 2,5 millions de tonnes relarguées par an (Lottermoser, 2010).

[166] Par apport de chaux, d'engrais et de graines.

5.3. Les démentiels coûts de gestion incombent au contribuable

5.3.1. Garanties financières très insuffisantes

Historiquement, de nombreuses entreprises ont dérogé à leurs obligations en termes de réhabilitation, **en se déclarant en faillite avant la fermeture du site minier** (Kuipers, 2003 ; Deshaies, 2007). Dans de tels cas, la gestion et le suivi post-fermeture sont alors pris en charge par les pouvoirs publics (*tel qu'introduit dans le § 5.1.2 p. 113*). Pour pallier cette problématique, des États ont mis en place des **législations imposant des plans de gestion de l'après-mine et des garanties financières** (Spaeter & Tsakiris, 2005). Ces dernières correspondent à des fonds provisionnés par l'exploitant, permettant de couvrir les coûts de la réhabilitation du site en cas d'insolvabilité de celui-ci.

Cependant, ce dispositif est complexe et présente de nombreuses limites[167]. Tout d'abord, **le montant est fixé par les entreprises elles-mêmes** (Kuipers, 2003). Étant donné qu'elles n'ont pas d'intérêts financiers ou d'obligations réglementaires à estimer les coûts réels de la réhabilitation, **elles sous-estiment quasi-systématiquement le montant des garanties financières** (Kuipers, 2003 ; ELAW, 2010 ; MiningWatch Canada, 2014 ; Tardif-Drolet, 2018). Ainsi, alors que les coûts de réhabilitation de la mine d'or-argent de Marlin au Guatemala étaient estimés à 49 millions de dollars, seulement 1 million avait été réservé par l'exploitant en 2011 (Goodland, 2012, p. 2109).

De plus, **les services étatiques manquent de moyens pour vérifier les plans de gestion des opérateurs et ne peuvent donc pas s'assurer que le montant des garanties financières est adapté** (Kuipers, 2003 ; Vérificateur général du Québec, 2009). Le cas de la mine de Black Pine (Montana, États-Unis) permet d'illustrer l'importance de cette vérification. Après révision du plan de gestion, l'état du Montana a exigé 8 millions de dollars de garanties financières alors que l'entreprise prévoyait à l'origine de verser 70 000 $ (Kuipers, 2003).

En 2009, le Vérificateur général du Québec alertait sur le manque de contrôle de la part des services publics, conduisant notamment à une sous-estimation fréquente des montants versés : « *La garantie financière […] comporte des limites, compte tenu des modalités d'établissement et de versement des sommes. À titre illustratif, la garantie applicable aux dossiers vérifiés s'élevait à 109 millions de dollars alors que le coût total des travaux de restauration de l'ensemble de ces sites était de 352 millions […].* » (Vérificateur général du Québec, 2009, p. 4)

Par ailleurs, **le dispositif de garanties financières sous-estime également les coûts associés aux dommages environnementaux graves, qu'ils puissent être anticipés ou non** (Spaeter & Tsakiris, 2005), notamment :

- Le suivi et le traitement à long-terme de certains effluents gazeux ou liquides (neutralisation perpétuelle d'eaux minières acides, par exemple) ;
- Les pollutions diffuses et étendues, telles que la contamination de sédiments dans les cours d'eau ou encore les modifications profondes des régimes hydrogéologiques ;
- Les accidents tels que les défaillances ou ruptures de digues minières.

[167] Dans ce paragraphe, SystExt ne développe que les trois limites qui lui semblent les plus importantes.

En ne prenant pas en compte de tels risques, Goodland (2012) estime que les procédés de calcul de ces garanties témoignent d'une vision court-termiste (Goodland, 2012, p. 2109) :

> « Even more frequently, **the bond calculator fails to make truly conservative assumptions about future costs**. Mostly they succeed in bonding only for earth-moving activities and avoid bonding for expensive tasks, such as collecting and treating contaminated waters - often in perpetuity. **Thus, they are thinking only in the short-term and passing actual costs to the future generations**. »

5.3.2. Coûts le plus souvent supérieurs aux bénéfices tirés par l'exploitation

Tel que décrit dans les paragraphes précédents, les impacts environnementaux et sanitaires associés aux anciennes mines sont particulièrement graves et pérennes. À l'échelle d'un site, les spécificités des pollutions générées (*voir § 5.2.2 p. 116*), **rendent difficile l'évaluation exacte des coûts de réhabilitation** (*voir § 5.3.1 p. 123*). Ce problème est transposable à l'échelle des régions ou des pays, d'autant que le nombre de sites peut être très important, voire incalculable (*voir § 5.1.1 p. 113*).

Cependant, des estimations conduites dans certains pays, aboutissent à des **montants considérables**. Ainsi, pour les seules mines fermées ou abandonnées, les coûts de réhabilitation ont été évalués en 2016 à environ 1 milliard de dollars US[168] pour la province du Québec au Canada (Tardif-Drolet, 2018) ; ces montants étant 1 à 12 fois plus élevés[168,169] aux États-Unis (Kuipers, 2003), et 7 fois[170], en Afrique du Sud (Munnik, et al., 2010).

À ces coûts de restauration s'ajoutent ceux de gestion sur le long-terme (*voir § 5.3.1 p. 123*). **La génération de drainage minier acide (DMA) est, à ce titre, la plus problématique**. À l'échelle mondiale, en prenant en compte les mines en activités et celles en cours de développement, les coûts de gestion du DMA étaient estimés en 2001 à environ 100 milliards de dollars US (Tremblay, 2001).

Au regard de ces coûts prohibitifs, la valeur des bénéfices tirés par l'exploitation est questionnable. D'après certaines estimations, ces bénéfices seraient inférieurs ou égaux aux coûts de réhabilitation (Deshaies, 2007, pp. 199-200) :

> « [...] le coût de la réhabilitation de ces héritages miniers [mines de minerais métallifères] est toujours très élevé et **peut dépasser largement les capacités financières d'une compagnie minière**, ou alors celle-ci peut se déclarer en faillite afin d'échapper à ses obligations de réhabilitation. [...] En fait, pour beaucoup de mines actuellement en activité, **les coûts de la réhabilitation risquent d'être bien supérieurs à ce qu'aura rapporté l'exploitation minière et c'est ce qui compromet beaucoup la possibilité de [réhabiliter] sans intervention de la puissance publique**. »

Deshaies (2007) estime que cet état de fait est notamment à l'origine du désastre de Summitville (*voir encadré page suivante).*

[168] Il a été supposé par SystExt que le montant est en dollars américains, compte tenu du fait que cela n'est pas précisé dans la publication citée.

[169] Pour les mines métalliques seulement.

[170] Toutes les mines de charbon n'ayant pas été prises en compte dans cette évaluation.

Désastre de Summitville, Colorado, États-Unis

La mine d'or-argent de Summitville est située dans les montagnes de San Juan, à une altitude de 3 500 m. L'activité minière a commencé en 1870 par des travaux miniers souterrains, dit « travaux Reynolds ». Ce n'est qu'à partir de 1984 que l'exploitation a été conduite à ciel ouvert. Le minerai, après broyage, était alors traité par cyanuration, plus spécifiquement par lixiviation en tas, pour en récupérer les métaux précieux. **(US EPA, 2015)**

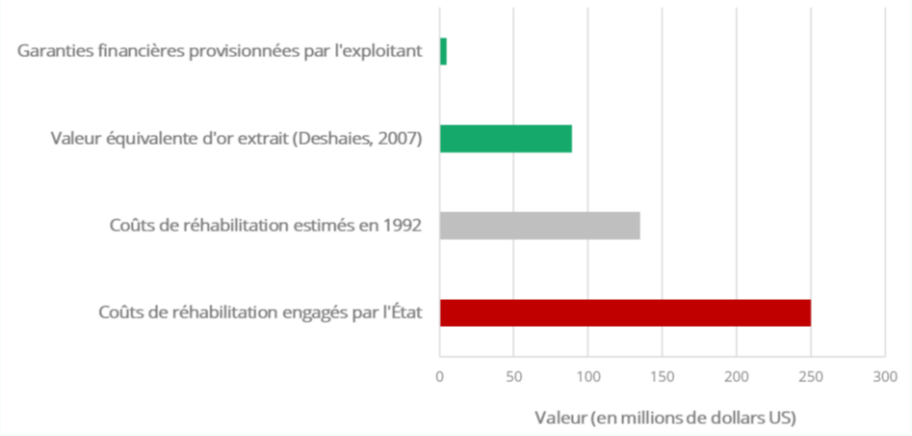
Dès le début de cette reprise, les rivières de Wightman Fork et d'Alamosa ont été gravement polluées par des eaux acides et riches en cyanure et en métaux. Ces eaux contaminées proviennent d'infiltrations à travers les dépôts de lixiviation en tas et des dépôts de déchets miniers anciens, ainsi que de l'aquifère minier qui s'est développé au sein des travaux de Reynolds. **(Plumlee, 1995 ; US EPA, 2015)**



Figure 50 : Vue aérienne de la mine de Summitville : (à gauche) En octobre 1993 **(par IntraSaerch Inc. *in* USGS, 2016)** ; (à droite) Vers 2009 **(par A . Buckingham *in* Conroy & Buckingham, 2009)**

L'exploitant a abandonné le site et s'est déclaré en faillite quelques mois plus tard, en décembre 1992 ; échappant ainsi à l'obligation de dépollution du site **(Deshaies, 2007 ; US EPA, 2015)**. Face au désastre environnemental, l'État et l'Agence de protection environnementale américaine (US EPA) sont intervenus afin de mettre en sécurité le site minier **(Conroy & Buckingham, 2009 ; US EPA, 2015)**.

En 1992, au moment de la faillite de l'exploitant, les coûts de réhabilitation ont été estimés à 120-150 millions de dollars US alors que les garanties financières s'élevaient à seulement 5 millions (Spaeter & Tsakiris, 2005). D'après **Deshaies (2007)**, entre 1870 à 1992, 489 000 onces d'or ont été extraites pour une valeur d'environ 89 millions de dollars US au prix moyen du marché ; ce qui correspond à 1/3 du coût des travaux de réhabilitation effectivement engagés par l'État **(Finley, in *The Denver Post*, 10/07/2018)**. Bien que la valeur équivalente de 89 millions ne soit qu'une estimation, elle permet de mettre en évidence l'écart entre les bénéfices tirés de l'exploitation et les coûts de la réhabilitation, tel que représenté dans le diagramme ci-dessous.



Aujourd'hui, après 27 années de travaux par l'US EPA, la réhabilitation est considérée comme achevée **(Finley, in *The Denver Post*, 10/07/2018)**. Cependant, le traitement des eaux minières doit être maintenu de façon perpétuelle, pour un coût annuel de 2 millions de dollars, qui sera désormais pris en charge par l'État du Colorado **(Finley, in *The Denver Post*, 10/07/2018)**.

5.3.3. Prise en charge quasi-systématique par les États et les citoyens

En définitive, la finalité est la même que le site minier n'ait plus de responsable juridique, que l'exploitant fasse faillite ou que les garanties financières aient été sous-estimées ; **c'est à l'État qu'il revient de pallier les défaillances des exploitants** (Starke, 2002, p. 342) : « *Government is usually ultimately responsible for the cost of dealing with the social and environmental problems created by the abandonment of a mine site.* »

À titre d'exemple, en Afrique du Sud, le coût total estimé pour la réhabilitation des presque 6 000 anciennes mines recensées[171] est estimé à environ 6 milliards d'euros (100 milliards de rands) (Munnik, et al., 2010). Or, environ 7 millions d'euros (120 millions de rands) sont disponibles chaque année à cet effet (Parliamentary Monitoring Group, South Africa, 2017) ; ce qui signifie que ces fonds devraient être versés durant plus de 800 ans pour couvrir la totalité des coûts de réhabilitation ; et ce, sans prendre en compte les sites qui fermeraient pendant cette période.

Lorsque l'activité minière cesse, les terrains anciennement exploités sont, le plus souvent, détenus par des propriétaires privés. **Dans ce cas, il est fréquent que l'État se décharge de la responsabilité des dommages et impacts aux dépends des propriétaires**. Par exemple, dans l'État du Queensland, 12 000 des 15 000 sites miniers abandonnés se situent sur des terrains privés et ne sont donc pas considérés comme relevant de la responsabilité de l'État australien (Hunger, *The Conversation*, 23/07/2014). Il en est de même en France, où l'État refuse de prendre en charge la gestion des impacts sanitaires et environnementaux au sein de propriétés privées, tel qu'expliqué par le Ministère de l'environnement dans sa réponse à une question posée par un député du Rhône (Assemblée Nationale France, 2019) :

> « Pour autant, ces travaux ne peuvent être qualifiés de réparation de dommage minier, ce dernier étant au sens de l'article L. 155-3 du code minier, un dommage susceptible de mettre en cause la sécurité des biens et des personnes. **Ils ne relèvent donc pas de la responsabilité de l'État mais de celle des propriétaires des terrains concernés**. Et c'est également pour cette raison qu'**il n'est pas envisageable au titre du code minier de mettre en place un dispositif d'expropriation des biens exposés, avec une indemnisation de leurs propriétaires, ou un fonds spécifique pour financer les actions de dépollution ou de rachat des biens** »

Selon l'association *Environmental Law Alliance Worlwide* (2010), **si les gouvernements ne mettent pas en place des mesures fortes et contraignantes, ils auront nécessairement à pâtir des défaillances des exploitants miniers**. De plus, compte-tenu de l'ampleur et de la gravité des impacts environnementaux et sanitaires, les États ne seront jamais en mesure de tous les gérer. Ils ne pourront donc pas protéger leurs citoyens, alors même qu'ils en ont l'obligation (ELAW, 2010, p. 87) :

> « À moins qu'un gouvernement responsable ait pris des dispositions immuables et à l'avance pour que le propriétaire de la mine paye, **le gouvernement devra choisir soit de payer des coûts excessifs de récupération et de nettoyage ou de constater sans rien faire la souffrance de ses citoyens**. »

[171] Toutes les mines de charbon n'ayant pas été prises en compte dans cette évaluation.

5.4. Les « fausses excuses » pour ne pas réhabiliter

SystExt constate que plusieurs arguments sont avancés afin de ne pas réhabiliter les sites miniers fermés ; invoquant les possibles valorisations (Hunger, *The Conversation*, 23/07/2014) détaillées ci-après.

5.4.1. Préserver une éventuelle nouvelle ressource

Les gisements anciennement exploités et les déchets miniers (stériles et résidus) résultant de cette activité contiennent des quantités résiduelles de métaux. Celles-ci pourraient s'avérer économiquement rentables en cas de fluctuation des marchés et/ou d'évolution des techniques de traitement du minerai. **Ainsi, lorsqu'une relance de l'exploitation est envisagée sur d'anciens sites miniers, la valorisation des déchets miniers est régulièrement présentée comme une manne financière permettant de contribuer à la réhabilitation** (Bertrand, 2015, p. 12) :

> « La valorisation des déchets miniers est une démarche nécessaire : pour gérer les impacts environnementaux qu'ils peuvent générer ; pour diversifier les sources d'approvisionnement de la France en ressources minérales ; pour valoriser les déchets dans un processus d'économie circulaire. »

Cependant, **le nombre de sites miniers pouvant faire l'objet d'une telle valorisation est anecdotique par rapport au nombre de sites non réhabilités**. Ainsi, en France, une étude du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) a retenu « seulement » 95 sites « candidats », sur les 644 analysés ; soit moins de 15 % (Guézennec, et al., 2013). De plus, **certaines caractéristiques intrinsèques aux déchets miniers limitent leur retraitement** : oxydation des sulfures qui restreint la récupération des métaux contenus, finesse des grains qui empêche le processus de valorisation, etc. (BRGM). **Le retraitement des déchets miniers met en œuvre les mêmes techniques que le traitement du minerai, telles que le broyage, la séparation gravimétrique, la flottation, la cyanuration, etc**. Par conséquent, il produit des déchets miniers analogues à ceux d'un site en exploitation, et peut donc occasionner des impacts sanitaires et environnementaux similaires. À titre d'exemple, la catastrophe de Baia Mare en Roumanie en 2000 trouve son origine dans la rupture d'un parc à résidus, résidus qui provenaient du retraitement de déchets miniers anciens (*voir encadré page suivante*).

Si la valorisation des déchets miniers peut s'avérer intéressante ponctuellement, elle ne se substituera pas à une mise en sécurité effective. Cette hypothétique future valorisation ne doit en aucun cas concurrencer la gestion adéquate des déchets miniers, tel que l'illustre le cas du Maroc (Lghoul, et al., 2012, p. 371) :

> « Du point de vue législatif, le code minier marocain a introduit en 1980 [...] deux dispositions importantes concernant les rejets miniers. La première est de les considérer comme des gisements artificiels susceptibles de faire l'objet d'un permis d'exploitation à part. La deuxième est relative à leur gestion après classification en termes d'impact environnemental. Malheureusement, la balance penche du côté de la première disposition. **Comme conséquence, les sites et leurs rejets miniers sont généralement abandonnés sans réhabilitation et sans mesure de l'impact sur l'environnement immédiat.** »

Bien que le potentiel de valorisation des déchets miniers n'ait pas été pleinement évalué, l'intérêt pour cette source de matières premières minérales a grandi ces dernières années. Cependant, les études réalisées en France démontrent que **les quantités récupérables restent anecdotiques par rapport aux besoins**, et que la « *la valorisation des déchets miniers ne peut être que marginale* » (Taurine, 2018).

La catastrophe de Baia Mare, Roumanie, le « deuxième Tchernobyl »

Le long passé minier de Baia Mare a laissé en pleine ville de grandes quantités de stériles miniers. Ces déchets ont gravement pollué les eaux de surface et les eaux souterraines, et ont été à l'origine de la diffusion de grandes quantités de poussières. Les autorités locales ont lancé un appel d'offres international afin que ceux-ci soient traités par une société spécialisée. Une usine s'est donc implantée à Baia Mare en mai 1999 pour traiter annuellement 2 500 000 tonnes de déchets, profitant alors de l'apparition de « nouvelles » techniques, permettant de récupérer de manière rentable les faibles quantités d'or et d'argent encore présentes dans les stériles. Ceux-ci ont été broyés et cyanurés, et les résidus associés ont été stockés dans un parc à résidus de 96 ha. Le 30 janvier 2000, suite à une rupture de l'ouvrage de confinement, **300 000 m³ d'effluents cyanurés se sont déversés dans l'environnement et ont détruit totalement la faune et la flore sur plus de 600 km de cours d'eau**. Deux mois après, une seconde rupture de digue s'est produite dans la mine de plomb-zinc de Borsa, située à quelques dizaines de kilomètres de Baia Mare.
(Ministère de l'environnement, 2008 ; Commission européenne, 2009)

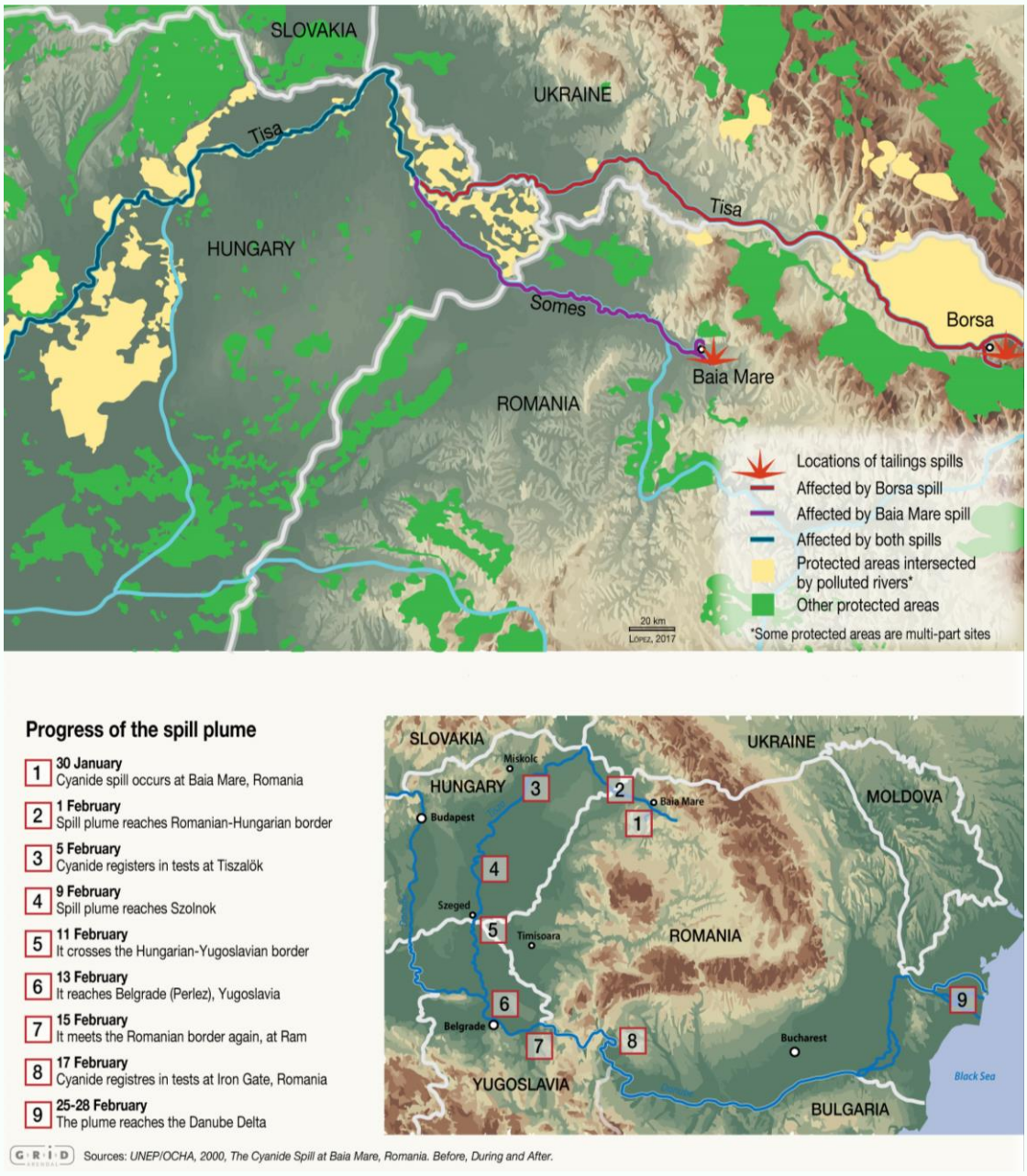


Figure 51 : Localisation des mines d'or de Baia Mare et de plomb-zinc de Borsa, Roumanie, et cartographie des cours d'eau affectés par les deux ruptures de digues de 2000 **(GRID-Arendal · Novembre 2017 · cc by-nc-sa 2.0)**

5.4.2. Préserver un patrimoine industriel et/ou géologique

Certains sites miniers ne sont peu ou pas réhabilités au motif qu'ils constituent un patrimoine industriel et géologique remarquable.

Le patrimoine industriel et/ou géologique se divise en deux catégories : le patrimoine *in situ*[172] et le patrimoine *ex situ*[173] (INPN). **La plupart du patrimoine *in situ* n'est pas valorisable** :

- Pour des raisons de sécurité, liés aux dangers résiduels en souterrain (stabilité des galeries, par exemple) et en surface (présence de poussières chargées en substances toxiques, par exemple) ;
- Pour des raisons d'accessibilité, du fait de l'effondrement ou de la fermeture des ouvrages au moment de l'arrêt de l'activité ;
- Pour des raisons foncières, parce qu'il est propriété de l'exploitant ou d'un particulier.

Lorsque le patrimoine *in situ* n'est pas valorisé, il est trop souvent « invisibilisé » avec des aménagements de surface (restriction d'accès, terrassement, végétalisation, etc.) qui masquent les sources de pollution sans en limiter les impacts (*voir § 5.2.1 p. 116*). À ce titre, peuvent notamment se produire des effondrements en surface (Fougeron, 2007) ou encore des résurgences d'eaux polluées (Bretesché & Ponnet, 2013).

Lorsque le patrimoine *in situ* est valorisé, il est rarement exempt de risques environnementaux, voire sanitaires, importants. Certains sites, pourtant très connus et très visités, font ainsi l'objet de nombreuses études scientifiques, évaluant les impacts sur l'environnement voire sur la santé humaine. C'est le cas du district minier de cuivre, argent et or de Río Tinto, en Espagne, qui s'étend sur 628 km² (*Figure 52*) (Fernández-Caliani, et al., 2013). La contamination des sols, des eaux de surface et de l'air est entretenue par les gigantesques volumes de déchets miniers et d'eaux minières (Davis, et al., 2000 ; Sánchez de la Campa, et al., 2011 ; Fernández-Caliani, et al., 2013 ; Castillo, et al., 2013).



Figure 52 : Vues du site minier de Rio Tinto, Espagne ; le long du circuit touristique (SystExt · Septembre 2012 · cc by-sa-nc 3.0)

[172] Patrimoine sur site, tel que : les ouvrages d'exploitation (galeries, mines à ciel ouvert, etc.), les usines de traitement du minerai, les déchets miniers, etc.

[173] Patrimoine retiré de son milieu d'origine et entreposé ou exposé hors site, tel que : les pièces minéralogiques et les fossiles (valorisés en musées ou en laboratoires de recherche), la machinerie et l'outillage, etc.

Bien que la gravité des impacts diffère en fonction des caractéristiques d'un gisement, des techniques d'exploitation et de traitement, ainsi que de l'intensité de l'activité minière, ceux-ci sont systématiquement présents **; y compris pour les sites qui font l'objet du plus haut degré de valorisation patrimoniale, tels que ceux classés au Patrimoine mondial de l'UNESCO**.

Sont ainsi concernées, par exemple, (1) les anciennes mines d'étain et de cuivre des Cornouailles[174], en Grande-Bretagne, connues pour la contamination qu'elles engendrent dans les eaux de surface (affectant également la faune aquatique) (Paris, 2017) ; (2) l'ancienne mine de fer, plomb, cuivre et zinc de Falun[175], en Suède, à l'origine de pollutions persistantes dans les sols, notamment urbains, dans les lacs et dans les rivières (Lin, et al., 1998 ; Ek, et al., 2001).

5.4.3. Préserver des habitats uniques et rares pour la biodiversité

Certains sites miniers ne sont peu ou pas réhabilités au motif que cela pourrait endommager ou détruire des habitats uniques et rares pour la biodiversité. Cet argument est, tout d'abord, à mettre en regard du bilan global sur les écosystèmes et la biodiversité, qui est toujours négatif (Gould, 2011 ; Thienpont, et al., 2016). En effet, un site minier, réhabilité ou non, est **inévitablement altéré par rapport à son état avant exploitation** (Bril & Floc'h, 2001 ; INERIS, 2017 ; Kivinen, 2017) (*voir § 5.2.4 p. 121*).

En France, la présence d'espèces faunistiques et floristiques protégées[176] contraint voire empêche toute réhabilitation ou mise en sécurité (DREAL Grand Est). **Si la protection des habitats rares ne peut être récusée, SystExt s'interroge sur le fait que celle-ci puisse prévaloir sur la réduction des impacts environnementaux et sanitaires** d'un ancien site minier.

5.4.4. Préserver des laboratoires de recherche scientifique

Certains sites miniers ne sont peu ou pas réhabilités au motif que s'y développent des espèces faunistiques et floristiques dans des environnements aux caractéristiques physico-chimiques exceptionnelles (eaux à pH ultra acide ou ultra basique, milieux ultra salins, etc.).

L'Agence de protection environnementale écossaise signale ainsi que de nombreux anciens sites miniers présentent un intérêt faunistique et floristique tels, qu'ils sont classés comme « *Sites of Special Scientific Interest* » (Johnston, et al., 2008). Ces sites sont souvent caractérisés par des milieux acides et riches en métaux qui favorisent le développement de certaines espèces extrêmophiles aux dépens des espèces initialement présentes. Même si les auteurs reconnaissent que ces communautés écologiques ne sont « *ni saines, ni normales* », ils considèrent que cette biodiversité est importante et doit être prise en compte dans les plans de réhabilitation. Ils défendent même la nécessité d'adapter ces derniers en cautionnant le dépassement des Normes de Qualité Environnementale (NQE)[177].

---

[174] Site « Paysage minier des Cornouailles et de l'ouest du Devon », inscrit au Patrimoine mondial de l'UNESCO en 2006 · Lien

[175] Site « Zone d'exploitation minière de la grande montagne de cuivre de Falun », inscrit au Patrimoine mondial de l'UNESCO en 2001 · Lien

[176] Selon les articles L411-1 et 2 du code de l'environnement et selon les arrêtés ministériels de protection dédiés.

[177] Les Normes de Qualité Environnementale (NQE) sont définies dans le contexte réglementaire de la Directive Cadre sur l'Eau, ou DCE (2000/60/EC) qui établit une politique communautaire pour la gestion des eaux intérieures de surface, des eaux souterraines, des eaux de transition (eaux estuariennes) et des eaux côtières. Afin de prévenir et réduire la pollution des eaux, les concentrations dans le milieu sont comparées à une Norme de Qualité Environnementale, ou NQE, définie comme la « concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement ». (Source : site internet de l'INERIS · Lien)

Cependant, de tels environnements « extrêmes » existent à l'état naturel à travers le monde, tels que : (1) les dépôts hydrothermaux ultra salins à Dallol (Afar, Éthiopie) ; (2) les milieux chauds et acides dans le parc national du Yellowstone (États Unis) ; (3) les fumeurs noirs des dorsales océaniques ; (4) le ruisseau acide et tiède de Furnas (Açores, Portugal) (Detay & Thomas, 2018). Ainsi, compte-tenu du grand nombre de laboratoires naturels, **SystExt estime que les recherches devraient se concentrer sur ces derniers ou être réalisées expérimentalement en centre de recherche**.

5.5. La réhabilitation doit être améliorée et systématiquement réalisée

Le 1er septembre 2020, dans le cadre du Congrès mondial de l'Union internationale pour la conservation de la Nature (UICN), a été adoptée la résolution n°104 : « *Conservation de la diversité et du patrimoine naturels de milieux miniers* ». Cette dernière demande aux États membres de :

- « *[…] conserver les milieux miniers, qu'ils soient souterrains ou à ciel ouvert (mines et carrières), lorsque la conservation de leur patrimoine naturel, qu'il soit géologique et/ou biologique, présente un* ***intérêt jugé plus important que celui de leur restauration*** » ;
- « *[…] prendre des initiatives afin de garantir que le patrimoine naturel de ces milieux miniers soit utilisé* ***en faveur de la conservation de la biodiversité ainsi qu'à des fins scientifiques, pédagogiques, culturelles et/ou touristiques*** […] »

Les arguments développés dans les *§ 5.4.2 à 5.4.4 précédents* démontrent que les considérations de la résolution n°104 sont discutables et ne prennent pas en compte les risques sanitaires et environnementaux qui concernent la plupart des anciens sites miniers. Or, **selon SystExt, la priorité doit être donnée à la réduction (à défaut de la suppression) de ces risques** ; avant de prendre en compte tout autre enjeu, qu'il soit économique, patrimonial, scientifique, pédagogique ou touristique. Tant que l'héritage nocif d'un ancien site minier n'est pas neutralisé, il est irresponsable de le sanctuariser afin de répondre à un (ou plusieurs) de ces enjeux. **SystExt estime donc qu'une réhabilitation effective est un prérequis nécessaire à la valorisation des anciens sites miniers.**

6. Conclusion

Métaux rares, substances indispensables à la transition, exploitation zéro émission, techniques minières modernes, technologies intelligentes, impacts positifs sur la biodiversité, standards internationaux contraignants, nouvelles frontières extractives... Ces nouveaux concepts sont de plus en plus mis en avant tant dans l'espace public que dans les espaces plus spécialisés des géosciences et de l'industrie minérale. **Pourtant sur le terrain, rien ne change**. Les nombreuses associations nationales et locales qui travaillent dans le monde entier sur les questions minières s'inquiètent au contraire de l'aggravation des impacts humains, sanitaires, environnementaux, sociaux, tendance corroborée par le monde académique qui multiplie les travaux de recherche sur la question. En France en particulier, **la communication sur les questions minières dans l'espace public a donc vécu une transformation radicale : de la non-information à la désinformation**.

Dans cette étude, SystExt propose, non pas de dénoncer des manœuvres de *greenwashing* mais d'**alerter les citoyens sur l'écart grandissant entre cette communication et les réalités humaines et environnementales**, avec trois principaux objectifs :

- **Réaliser un état de l'art des connaissances sur les sujets** qui font l'objet de la communication la plus soutenue, tels que l'évolution de techniques minières ou encore les meilleures pratiques disponibles ;
- **Rendre accessibles** ces données techniques pour alimenter le débat public ;
- **Dénoncer la gravité de la situation**, concernant en particulier les pratiques inacceptables de l'industrie minière, et les perspectives alarmantes à moyen et long-terme.

L'objectif de cette étude n'est pas d'émettre des recommandations sur chacun de ces sujets. Il s'agit plutôt de mettre à disposition du plus grand nombre les données et informations permettant une prise de conscience et de position collective.

6.1. Industrie intrinsèquement prédatrice et dangereuse

Les gisements métalliques comportent deux caractéristiques intrinsèques :

- **Les minerais présentent généralement des teneurs très faibles**, les substances d'intérêt étant disséminées dans des volumes de roche gigantesques ;
- **Les substances d'intérêt sont associées à un cortège d'éléments**, principalement des métaux et des métalloïdes, dont certains sont particulièrement toxiques pour la santé humaine et plus largement pour toute forme de vie.

Pour ces deux dernières raisons, l'industrie minière met en œuvre des procédés complexes et longs, **très consommateurs d'eau et d'énergie, et générant des quantités considérables de déchets**. Cette industrie est d'ailleurs celle qui en produit le plus parmi toutes les autres industries.

Contrairement aux idées reçues, **la phase du projet minier qui est la plus consommatrice n'est pas l'exploitation** (que ce soit en souterrain ou en ciel ouvert) **mais le traitement du minerai**, qui représente à lui seul 70 % de la consommation d'eau et plus de 80 % de la consommation d'électricité d'un site minier.

Cette spécificité de l'industrie minière entraîne des **réactions en chaîne** : les déchets miniers générés induisent des impacts environnementaux majeurs, affectant tous les milieux (eaux, air, sols), et cette dégradation de l'environnement ainsi que la contamination des milieux de vie des populations sont à l'origine de conséquences sanitaires et sociales graves.

Étant donné que les sites miniers s'implantent sur des emprises importantes, requièrent l'usage massif d'eau, d'énergie et d'infrastructures pour leur fonctionnement, et sont à l'origine de dommages environnementaux, les conflits sont inévitables :

- **Conflits d'usages** avec les riverains et acteurs locaux ;
- **Conflits socio-culturels** dus aux perturbations profondes engendrées par l'installation du site, en particulier les migrations et les déplacements forcés de populations ;
- **Conflits socio-environnementaux** avec les populations affectées et les défenseurs des droits.

Par ailleurs, l'industrie minière est souvent installée dans des zones occupées par des peuples autochtones et/ou à haute sensibilité écologique.

Il en résulte une exacerbation des conflits qui se reflète dans les statistiques mondiales : **le secteur est responsable du plus grand nombre de conflits socio-environnementaux et est impliqué dans le plus grand nombre d'assassinats de défenseurs des droits**.

6.2. Deux postures : inertie et gigantisme

Contrairement aux idées reçues, **les techniques minières les plus utilisées n'ont pas changé depuis plus d'un siècle** : la flottation est toujours la méthode de concentration la plus employée, les méthodes pyrométallurgiques restent nécessaires pour la récupération de la plupart des métaux, la cyanuration représente 80 % de la production mondiale d'or...

Les principales innovations techniques datent de la fin du XIX^{ème} siècle. Elles ont servi un objectif précis : **faire entrer l'industrie minière dans une ère de production de masse**. Ce paradigme a été conservé durant toute la seconde moitié du XX^{ème} siècle et s'est amplifié dans les années 1960 avec l'avènement de techniques « novatrices » : *block-caving*, *mountain top removal*, *strip-mining*, lixiviation en tas et lixiviation in situ. Toutes ces techniques ont deux points communs : (1) elles permettent d'exploiter à bas coûts des gisements à faible teneur ; (2) elles peuvent être à l'origine de risques plus graves encore que les techniques « conventionnelles ».

Aujourd'hui, **si des innovations existent, elles concernent davantage la numérisation et l'automatisation**. Cette évolution est souvent présentée comme un moyen d'augmenter les performances environnementales et sociales de l'industrie minière. Dans les faits, les premiers retours d'expérience sont beaucoup plus contrastés, notamment en termes de répercussions sur les emplois et l'embauche, et par rapport à l'usage massif d'équipements électriques et d'énergies renouvelables.

6.3. Déversement : la technique de gestion des déchets miniers la plus polluante et destructrice qui soit

L'inertie qui caractérise l'innovation dans le secteur minier, s'applique également à l'une de techniques de gestion des déchets miniers : le **déversement volontaire en milieux aquatiques**. Contrairement aux idées reçues, il s'agit d'une pratique extrêmement répandue, mise en œuvre autant dans les pays dits « développés » que les autres.

D'après un inventaire réalisé par SystExt, 56 sites miniers à travers le monde ont été, sont ou seront concernés par la mise en œuvre de cette pratique, et ce chiffre est très sous-estimé. 10 sites projettent de recourir à des déversements en mer, au Groenland, en Norvège et en Papouasie-Nouvelle-Guinée.

Les conséquences sur les cours d'eaux, les lacs, les fjords et les mers sont catastrophiques : contamination des eaux et des sédiments en métaux et métalloïdes, comblement des rivières et des lacs, destruction des habitats, dépérissement forestier, etc.

Malgré les recommandations d'organisations internationales aussi importante que le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) ou l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), **cette pratique n'est toujours pas règlementée à l'international**. Elle s'inscrit notamment dans un « vide règlementaire » de la Convention de Londres et du Protocole de Londres, les principaux instruments internationaux pour la protection des océans contre la pollution anthropique résultant de l'immersion de déchets. Les règlementations nationales sont, quant à elles, le plus souvent insuffisantes, lorsqu'elles existent.

6.4. Abandon de millions d'anciens sites miniers dans le monde

Les règlementations nationales sont tout aussi insuffisantes lorsqu'il s'agit de légiférer sur la fin de l'activité minière et l'après-mine. **C'est ainsi que des millions de sites ont été abandonnés à travers le monde, et son désormais sous la responsabilité des États et de leurs contribuables**. Des milliards de dollars sont dépensés chaque année pour tenter d'endiguer les impacts environnementaux et sanitaires associés. L'après-mine souffre encore de méthodes de gestion inappropriées et insuffisantes, tant au moment de la fermeture du site minier (mise en sécurité) que pour son suivi sur le long-terme (réhabilitation). Si cette question est cruciale, c'est aussi parce que les métaux et les métalloïdes ne se décomposent pas et ne sont pas biodégradables. Toutes ces pollutions peuvent perdurer sur des échelles centenaires à millénaires.

Selon de nombreux auteurs étudiés par SystExt, l'industrie minière se caractérise par un modèle intrinsèquement insoutenable. Dans un contexte de diminution des teneurs et de raréfaction des gisements facilement exploitables, **ce modèle sera nécessairement à l'origine d'une augmentation exponentielle de la consommation d'eau et d'énergie, ainsi que des impacts environnementaux et sociaux**.

Tous ces éléments doivent être confrontés aux prévisions de croissance de la demande métallique mondiale dans les années à venir. Cette question fera d'ailleurs l'objet d'un deuxième volet de l'étude.

BIBLIOGRAPHIE

A brief history of mining. (2006). Récupéré sur Earth Systems. Université de Lorraine.: https://www.earthsystems.com/history-mining/

Adams, M. (2016). *Gold Ore Processing. Project Development and Operations.* (Vol. 15).

Agricola, G. (1556). *De Re Metallica.*

Akabzaa, T., & Darimani, A. (2001). *Impact of Mining Sector Investment in Ghana: A Study of the Tarkwa Mining Region.*

Allwood, J. M. (2014). Chapter 30 - Squaring the Circular Economy: The Role of Recycling within a Hierarchy of Material Management Strategies. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling - State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 445-477). Elsevier.

Altiti, A., Alrawashdeh, R., & Alnawafleh, H. (2021). Open Pit Mining, Mining Techniques - Past, Present and Future. *IntechOpen*.

Amnesty International. (2010). *Ne détruisez pas nos vies pour produire du minerai. En Inde, des vies dévastées par une mine de bauxite et une raffinerie d'aluminium.*

Amnesty International. (2012). *Vedanta's perspective uncovered: Policies cannot mask practices in Orissa.*

Amon, D. J., Ziegler, A. F., Dahlgre, T. G., Glover, A. G., Goineau, A., Gooday, A. J., . . . Smith, C. R. (2016). Insights into the abundance and diversity of abyssal megafauna in a polymetallic-nodule region in the eastern Clarion-Clipperton Zone. *Scientific Reports, 6*, 1-12.

Anaya, S. J. (2015). Report of the Special Rapporteur on the Rights of Indigenous Peoples on the Situation of Indigenous Peoples in Canada. *Arizona Journal of International and Comparative Law, 32*.

AngloGold Ashanti. (2004). Case studies - Mali · 7.9 The use of 'bird balls' at Yatela gold mine. Dans AngloGold Ashanti, *Report to Society.*

Arif, A., & Adeyemi, O. (2020). Mortality among workers employed in the mining industry in the United States: A 29-year analysis of the National Health Interview Survey-Linked Mortality File, 1986-2014. *American Journal of Industrial Medecine, 63*(10), 851-858.

Arnaud, F., Serralongue, J., Winiarski, T., & Desmet, M. (2010). Une pollution métallique antique en haute vallée de l'Arve. *ArcheoSciences*(34), 197-201.

Assemblée Nationale France. (2019, Mars 05). *Question N°14168 de M. Patrice Verchère*.

Australian Government. (2008). *Cyanide Management · Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry.*

Australian Government. (2016). *Tailings Management · Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry.*

Bach, L., Nørregaard, R. D., Hansen, V., & Gustavson, K. (2016). *Review on environmental risk assessment of mining chemicals used for mineral separation in the mineral resources industry and recommendations for Greenland.* Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Bailey, R. (2016, Avril 25). Emerging trends in the mining industry. *Mining.com*. Récupéré sur https://www.mining.com/web/emerging-trends-in-the-mining-industry/

Bainton, N., Vivoda, V., Kemp, D., Owen, J., & Keenan, J. (2017). *Project-Induced In-Migration and Large-Scale Mining - A Scoping Study.* Centre for Social Responsibility in Mining (CSRM), The University of Queensland.

Baker, E., & Thygesen, K. (2019, Mars 29). New international mining resolution – now the industry needs to respond! *GRID Arendal*. Récupéré sur https://news.grida.no/new-international-mining-resolution-now-the-industry-needs-to-respond

Barenys, M., Boix, N., Farran-Codina, A., Palma-Linares, I., Montserrat, R., Curto, A., . . . Llobet, J. M. (2014). Heavy metal and metalloids intake risk assessment in the diet of a rural population living near a gold mine in the Peruvian Andes (Cajamarca). *Food and Chemical Toxicology, 71*, 254-263.

Barysheva, N. M., Polyakov, E. V., & Udachin, V. N. (2003). Contamination and remediation of soil of the town Karabash (Ural, Russia). *8th International FZK TNO Conference on Contaminated Soil*.

Basov, V. (2015, Août 20). Heap Leach: Mining's breakthrough technology. *Mining.com*.

Bates, D. C. (2002). Environmental refugees? Classifying human migrations caused by environmental change. *Population and environment, 23*(5), 465-477.

Bellenfant, G., Guezennec, A., Bodenan, F., D'Hugues, P., & Cassard, D. (2013). Re-processing of mining waste: Combining environmental management and metal recovery? *Mine Closure 2013.* Australian Centre for Geomechanics.

Bellenfant, G., Guezennec, A.-G., Bodénan, F., d'Hugues, P., & Cassard, D. (2013). Re-processing of mining waste : Combining environmental management and metal recovery? *Mine Closure 2013, Cornwall, United Kingdom*, (pp. 571-582).

Ben Slimane, K., Gallerand, M., Niemiec, D., Rabu, D., & Deroualle, M. (2013). Inventaire et mise en sécurité des anciennes mines. *Congrès International sur la gestion des rejets miniers et l'après mine (GESRIM).*

Ben-Awuah, E., Richter, O., Elkington, T., & Pourrahimian, Y. (2016). Strategic mining options optimization: Open pit mining, underground mining or both. *International Journal of Mining Science and Technology, 26*, 1065-1071.

Berkun, M. (2005). Submarine tailings placement by a copper mine in the deep anoxic zone of the Black Sea. *Water Research, 39*, 5005-5016.

Bertrand, G. (2015). *Les "gisements" de "stériles" miniers en Frane - Etat des connaissances et travaux au BRGM.* BRGM.

Besson, J.-C. (2004). Aperçu et expérience de la conduite technique de l'après-mine. *Annales des Mines - Responsabilité & Environnement*(34), 57-65.

Bhutada, G. (2021, Octobre 5). All the Metals We Mined in One Visualization. *Visual Capitalist*. Récupéré sur https://www.visualcapitalist.com/all-the-metals-we-mined-in-one-visualization/

Bihouix, P., & de Guillebon, B. (2010). *Quel futur pour les métaux ? - Raréfaction des métaux : un nouveau défi pour la société.* EDP Sciences.

BIOMore. (2018). *Economic Evaluation of Coupled Chemical-Biochemical Underground Block Seaching scenarios.* BIOMOre: An Alternative Mining Concept Project.

Bisht, A. (2019). Extractivisme prédateur et conflits de distribution écologique - Le minerai de fer en Inde. *Multitudes, 2*(75), 180-185.

Blacksmith Institute. (2006). *The World's Worst - The Top Ten.*

Blacksmith Institute. (2007). *The World's Worst Polluted Places - The Top Ten (of the Dirty Thirty).*

Blacksmith Institute. (2013). *The Worlds Worst 2013: The Top Ten Toxic Threats - Cleanup, Progress and Ongoing Challenges.*

Blazy, P., & Jdid, E.-A. (2001). Pyrométallurgie et électroraffinage du cuivre. *Techniques de l'ingénieur Métallurgie extractive*.

Blazy, P., & Jdid, E.-A. (2002). Hydrométallurgie du cuivre. *Techniques de l'ingénieur Métallurgie extractive*.

Bleiwas, D. I. (2012). *Estimated Water Requirements for the Conventional Flotation of Copper Ores.* U.S. Geological Survey.

Block caving: A new mining method arises. (2018, Juillet 25). Récupéré sur Geo engineer: https://www.geoengineer.org/news/block-caving-a-new-mining-method-arises

Boidin, B., & Simen, S. F. (2016). Industrie minière et programmes de développement durable au Sénégal. *Développement durable et territoires [En ligne], 7*(2), 1-21.

Boirin-Fargues, Z. (2014, Juin). *Les Peuples Autochtones et la Mondialisation · Peuple Dongria Kondh vs Inde.* Récupéré sur Groupe International de Travail pour les Peuples Autochtones (GITPA): https://gitpa.org/Autochtone%20GITPA%20300/GITPA300-153%20ACCES%20%20JUSTICE%20DONGRIAH%20.htm

Bose-O'Reillya, S., Yabe, J., Makumba, J., Schutzmeier, P., Ericson, B., & Caravanos, J. (2018). Lead intoxicated children in Kabwe, Zambia. *Environmental Research, 165*, 420-424.

Boyles, A. L., Blain, R. B., Rochester, J. R., Avanasi, R., Goldhaber, S. B., McComb, S., . . . Thayer, K. A. (2017). Systematic review of community health impacts of mountaintop removal mining. *Environment International, 107*, 163-172.

Braun, L., Märten, H., Raschke, R., Richter, A., Sommer, K., & Zimmermann, U. (2008). Flood Water Treatment at the Former Uranium Mine Site Königstein - a Field Report. *Mine Water and the Environment*, 189-192.

Bretesché, S., & Ponnet, M. (2013). Le risque environnemental entre oubli et gestion du passé : le cas d'une ancienne mine d'uranium française. *Annales des Mines - Gérer et comprendre*(111), 15-24.

Brewer, D., Milton, D., Fry, G., Dennis, D., Heales, D., & Venables, W. (2007). Impacts of gold mine waste disposal on deepwater fish in a pristine tropical marine system. *Marine Pollution Bulletin, 54*, 309-321.

BRGM. (s.d.). *Caractérisation et valorisation de matériaux fins issus de procédés industriels.* Récupéré sur https://www.brgm.fr/fr/offre-service/caracterisation-valorisation-materiaux-fins-issus-procedes-industriels

Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon, 6*(9).

Bril, H., & Floc'h, J.-P. (2001). Le devenir des métaux provenant des anciennes mines : l'exemple du massif central français. *Géologues*(130/131), 233-241.

Brisson, G., Morin Boulais, C., Doyon, S., & Bouchard-Bastien, E. (2017). Une difficile prise en compte des changements sociaux en milieu minier nordique : le cas de Malartic (Québec). *Recherches sociographiques, 58*(2), 387-413.

Brown, A., Thatje, S., & Hauton, C. (2017). The Effects of Temperature and Hydrostatic Pressure on Metal Toxicity: Insights into Toxicity in the Deep Sea. *Environmental Science & Technology, 51*(17), 10222-10231.

Bryan, S. (2021, Janvier 13). Navajo Nation, New Mexico reach settlements over Gold King Mine spil. *The Colorado Sun*. Récupéré sur https://coloradosun.com/2021/01/13/gold-king-mine-spill-settlements/

Burd, B., Macdonald, R., & Boyd, J. (2000). Punctuated recovery of sediments and benthic infauna: a 19–year of tailings deposition in a British Columbia fjord. *Marine Environmental Research, 49*(2), 145-175.

Burt, R. (2000). Innovation or Imitation?: Technological Dependency in the American Nonferrous Mining Industry. *Technology and Culture, 41*(2), 321-347.

Byrne, P., Hudson-Edwards, K., Macklin, M., Brewer, P., Bird, G., & Williams, R. (2015). The long-term environmental impacts of the Mount Polley mine tailings spill, British Columbia, Canada. *Proceedings of the EGU General Assembly Conference.*

Cadia Holdings Pty Limited, & ResourceStrategies. (2012). *Environmental Assessment - Cadia East Project - Section 4.*

Carneiro, A., & Fourie, A. (2018). A conceptual cost comparison of alternative tailings disposal strategies in Western Australia. *Paste 2018, Perth, Australia* (pp. 439-454). Australian Centre for Geomechanics.

Castañeda Camey, I., Sabater, L., Owren, C., & Emmett Boyer, A. (2020). *Liens entre la violence basée sur le genre et l'environnement - La violence des inégalités.* Wen, J. (Éd.). UICN.

Castillo, S., de la Rosa, J., Sánchez de la Campa, A., González-Castanedo, Y., Fernández-Caliani, J., Gonzalez, I., & Romero, A. (2013). Contribution of mine wastes to atmospheric metal deposition in the surrounding area of an abandoned heavily polluted mining district (Rio Tinto mines, Spain). *Science of The Total Environment, 449*, 363-372.

Chesnokov, I. (2018, Janvier 18). No future in Karabash, one of Russia's most polluted towns. *openDemocracy*.

Chevrel, S., Charles, N., Christmann, P., Lamouille, B., Blanchard, F., Guillanneau, J., & Kister, P. (2017). *Le concept de "mine responsable" - Parangonnage des initiatives mondiales. Collection "La mine en France". Tome 9.*

Chin, A., & Hari, K. (2020). *Predicting the impacts of mining of deep sea polymetallic nodules in the Pacific Ocean: A review of Scientific literature.* Deep Sea Mining Campaign and MiningWatch Canada.

Chitombo, G. P. (2010). Cave mining - 16 years after Laubscher's 1994 paper 'Cave mining – state of the art'. *Caving 2010*, 45-62.

Cholteeva, Y. (2020, Février 24). Inside block caving: the deep mining method of the future? *Mining Technology*. Récupéré sur https://www.mining-technology.com/features/inside-block-caving-the-deep-mining-method-of-the-future/

Christmann, P. (2016). Développement économique et croissance des usages des métaux. *Annales des Mines - Responsabilité & Environnement*(82), 8-15.

Christmann, P. (2020, Mars). Matières premières minérales stratégiques : quels enjeux ? *Géologues*(204), pp. 36-40.

Christmann, P., & Jégourel, Y. (2020). De la structuration des chaînes de valeur aux mécanismes de formation des prix : une analyse englobante des marchés des métaux de base. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*(99), 6-18.

Cochilco. (2008). *Best practices and efficient use of water in the mining industry.*

Cochilco, Chilean Copper Commission. (2002). *Research on Mine Closure Policy.* Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD).

Coderre-Proulx, M., Campbel, B., & Mandé, I. (2016). *International Migrant Workers in the Mining Sector.* International Labour Organization (ILO), Sectoral Policies Department, Conditions of Work and Equality Department.

Coelho, P., Silva, S., Roma-Torres, J., Costa, C., Henriques, A., Teixeira, J., . . . Mayan, O. (2007). Health impact of living near an abandoned mine – Case study: Jales mines. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 210*, 399-402.

Coll. Géologues. (2007). Arrêt définitif des travaux miniers et réhabilitation de l'ancien site minier de Chessy (Rhône). *Géologues*(153), 76-83.

Collectif. (2017). *Bonnes pratiques de l'activité minière. Collection "La mine en France". Tome 9.*

Comisión Ecuménica de Derechos Humanos, & Fédération Internationale des Droits de l'Homme. (2010). *Exploitation minière à grande échelle en Équateur et violation des droits humains.*

Commission européenne. (2009). *Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities.*

Commission européenne. (2018). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Management of Waste from Extractive Industries in accordance with Directive 2006/21/EC.*

Commission Européenne. (2020). *Résilience des matières premières critiques : la voie à suivre pour un renforcement de la sécurité et de la durabilité. Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions.* COM(2020) 474 final.

Commission européenne. (2021, Juillet). *Production of lignite in the EU - statistics*. Récupéré sur eurostat - Statistic Explained: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Production_of_lignite_in_the_EU_-_statistics#What_is_lignite_and_how_significant_is_this_fossil_fuel_in_the_EU.3F

Conroy, K., & Buckingham, A. (2009). *Summitville Mine Superfund Site. INAP Meeting, October 7-8, 2009.*

Copeland, C. (2015). *Mountaintop Mining: Background on Current Controversies.* Congressional Research Service.

Coumans, C. (2002). *Submarine Tailings Disposal Toolkit.* MiningWatch Canada, Project Undergound.

Cozigou, G. (2017). Les défis de l'exploitation minière en eaux profondes : les cadres européen et global. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*(85), 24-29.

Crowley, K. (2014, Avril 11). South Africa Needs $1 Billion to Make Toxic Water Potable. *Bloomberg*. Récupéré sur https://www.bloomberg.com/news/articles/2014-04-10/south-africa-needs-1-billion-to-make-toxic-mine-water-potable

Cui, J., & Forssberg, E. (2003). Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: a review. *Journal of Hazardous Materials, 99*(3), 243-263.

Cuivre, lithium, cobalt... L'océan sera-t-il le nouvel eldorado des métaux rares ? À quel prix ? (2021, Septembre 07). *France Culture*. Récupéré sur https://www.franceculture.fr/emissions/de-cause-a-effets-le-magazine-de-l-environnement/de-cause-a-effets-le-magazine-de-l-environnement-du-mardi-07-septembre-2021

Cunha, T., & Casimiro, I. (2021). "Cinderellas" of Our Mozambique Wish to Speak: A Feminist Perspective on Extractivism. *Extractivism, Resistance, Alternatives, 2*(1), 71-98.

Curtis, M. (2007). *Fanning the Flames - The role of British mining companies in conflict and the vioation of human rights.* War on Want.

DaSilva, J. M. (2010). *Silence in Golden: An Exploration of Local Opposition to a Canadian Gold Mine Project in Costa Rica.* Simon Fraser University.

Datel, J. V., & Ekert, V. (2008). Environmental Impact of Mine Water from Chemical Extraction and Underground Uranium Mining - Straz pod Ralskem, Czech Republic. *Mine Water and the Environment*, 197-200.

Davies, T. W., Duffy, J. P., Bennie, J., & Gaston, K. J. (2016). Stemming the Tide of Light Pollution Encroaching into Marine Protected Areas. *Conservation Letters, 9*(3), 164-171.

Davis, R., Welty, A., Borrego, J., Morales, J., Pendon, J., & Ryan, J. (2000). Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology, 39*(10), 1107-1116.

Deldrève, V., & Metin, J. (2019). Quels cadres d'action collective contre les boues et poussières rouges d'Altéo-Gardanne ? *VertigO [Online], 19*(1).

Delevingne, L., Glazener, W., Grégoir, L., & Henderson, K. (2020, Janvier 28). Climate risk and decarbonization: What every mining CEO needs to know . *McKinsey Sustainability*.

Des métaux pour les gouverner tous. (2021, Mars 05). *France Culture*. Récupéré sur https://www.franceculture.fr/emissions/entendez-vous-leco/entendez-vous-leco-emission-du-vendredi-05-mars-2021

Deshaies, M. (2007). *Les territoires miniers - Exploitation et reconquête.* Ellipses.

Deshaies, M. (2011). Grands projets d'exploitation minière et stratégie des firmes pour se rendre environnementalement acceptables. *L'Espace Politique [Online], 15*. Récupéré sur https://journals.openedition.org/espacepolitique/2113

Deshaies, M. (2016). Mines et environnement dans les Amériques : les paradoxes de l'exploitation minière. *IdeAs [Online]*. Récupéré sur https://journals.openedition.org/ideas/1639

Detay, M., & Thomas, P. (2018, Juin 13). *Les extrémophiles dans leurs environnements géologiques - Un nouveau regard sur la biodiversité et sur la vie terrestre et extraterrestre.* Récupéré sur Planet Terre - ENS Lyon: https://planet-terre.ens-lyon.fr/ressource/extremophiles.xml

Dia, F. (2015). La RSE (Responsabilité sociale des entreprises) pour un développement minier durable en Afrique de l'Ouest. *Liaison Énergie - Francophonie, Institut de la Francophonie pour le développement durable (IFDD)*, pp. 4-5.

Dixon-Hardy, D. W., & Engels, J. M. (2007). Methods for the disposal and storage of mine tailings. *Land Contamination & Reclamation, 15*(3), 301-318.

Doherty, B. (2019, Septembre 15). Collapse of PNG deep-sea mining venture sparks calls for moratorium. *The Guardian*. Récupéré sur https://www.theguardian.com/world/2019/sep/16/collapse-of-png-deep-sea-mining-venture-sparks-calls-for-moratorium

Dold, B. (2014). Submarine Tailings Disposal (STD) - A Review. *Minerals, 4*, 642-666.

Domergue, C., & Leroy, M. (2000). L'état de la recherche sur les mines et les métallurgies en Gaule, de l'époque gauloise au haut Moyen-Âge. *Gallia - Archéologie de la France antique*, 3-10.

Downing, T. (2002). *Avoiding New Poverty: Mining-Induced Displacement and Resettlement.* Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD).

DREAL Grand Est. (s.d.). *Espèces protégées.* Récupéré sur Préfet de la Région Grand Est: http://www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr/especes-protegees-r210.html

Drezet, E. (2014a, Juin 28). Les mines de minerais métallifères. *EcoInfo, CNRS*. Récupéré sur https://ecoinfo.cnrs.fr/2014/04/28/1-les-mines-de-minerais-metalliferes/

Drezet, E. (2014b, Septembre 03). L'énergie des métaux. *EcoInfo, CNRS*. Récupéré sur https://ecoinfo.cnrs.fr/2014/09/03/2-lenergie-des-metaux/

Drisch, J. (2017). Stratégie maritime - L'océan, bien commun de l'humanité. *Revue Défense Nationale, 797*(2), 107-109.

Dyment, J., Lallier, F., Le Bris, N., Rouxel, O., Sarradin, P. M., Lamare, S., . . . Tourolle, J. (2014). *Impacts environnementaux de l'exploitation des ressources minérales marines profondes.* Expertise scientifique collective, Rapport, CNRS-Ifremer.

Earthjustice. (2009, Juin 22). *Supreme Court Clears Way for Mining Company to Destroy Alaskan Lake.* Récupéré sur Earthjustice: https://earthjustice.org/news/press/2009/supreme-court-clears-way-for-mining-company-to-destroy-alaskan-lake

Earthworks. (2010). *Bellavista, Costa Rica - Glencairn's Cyanide Disaster.*

Earthworks. (2012). *US Copper Porphyry Mines Report - The track record of water quality impacts resulting from pipeline spills, tailings failures and water collection and treatment failure.*

Earthworks. (2020, Août). *Mine proposals that include marine waste dumping - Ditch Ocean Dumping Campaign*.

Earthworks. (s.d.). *Buyat Bay and Ratatatok.* Récupéré sur Earthworks: https://earthworks.org/stories/buyat_bay_and_ratatatok/

Earthworks, & et al. (2018, Février 07). *Call to ban dumping of mine waste into oceans, rivers and lakes*. Récupéré sur https://earthworks.org/publications/call-ban-dumping-mine-waste-oceans-rivers-lakes/

Earthworks, & MiningWatch Canada. (2012). *Troubled waters - How mine waste dumping is poisoning our oceans, rivers, and lake.*

Edinger, E. (2012). Gold Mining and Submarine Tailings Disposal: Review and Case Study. *Oceanography Society*, 184-199.

Ek, A., Löfgren, S., Bergholm, J., & Qvarfort, U. (2001). Environmental Effects of One Thousand Years of Copper Production at Falun, Central Sweden. *AMBIO: A Journal of the Human Environment, 30*(2), 96-103.

Élysée. (2021, Octobre 12). *Discours du Président de la République à l'occasion de la présentation du Plan France 2030*.

Entwistle, J. A., Hursthouse, A. S., Marinho Reis, P. A., & Stewart, A. G. (2019). Metalliferous Mine Dust: Human Health Impacts and the Potential Determinants of Disease in Mining Communities. *Current Pollution Reports, 5*, 67-83.

Environmental Law Alliance Worlwide (ELAW). (2010). *Guide pour l'évaluation des EIE de projets miniers.*

Ericsson, M., Drielsma, J., Humphreys, D., Storm, P., & Weihed, P. (2019). Why current assessments of 'future efforts' are no basis for establishing policies on material use - a response to research on ore grades. *Mineral Economics, 32*, 111-121.

Ersan, H., Dagdelen, K., & Rozgonyi, T. (2003). Environmental Issues and Eco-Based Mine Planning. *International Mining Congress and Exhibition of Turkey-IMCET 2003*, (pp. 11-16).

European Space Agency (ESA). (2006, Janvier 3). *Radar satellite service checks stability of Africa's largest artificial hole.* Récupéré sur European Space Agency (ESA):

https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Radar_satellite_service_checks_stability_of_Africa_s_largest_artificial_hole

Farjana, S. H., Huda, N., Mahmud, M. P., & Saidur, R. (2019). A review on the impact of mining and mineral processing industries through life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production, 231*, 1200-1217.

Fernández-Caliani, J., de la Rosa, J., Sánchez de la Campa, A., González-Castanedo, Y., & Castillo, S. (2013). Mineralogy of atmospheric dust impacting the Rio Tinto mining area (Spain) during episodes of high metal deposition. *Mineralogical Magazine, 77*(6), 2793–2810.

Fernández-Navarro, P., García-Pérez , J., Ramis , R., Boldo, E., & López-Abente, G. (2012). Proximity to mining industry and cancer mortality. *Science of the Total Environment, 435-436*, 66-73.

Filer, C., & Gabriel, J. (2018). How could Nautilus Minerals get a social licence to operate the world's first deep sea mine? *Marine Policy, 95*, 394-400.

Finley, B. (2018, Juillet 10). One of Colorado's worst Superfund sites has been fixed, but the state's on the hook for $2M a year to keep it clean. *The Denver Post*. Récupéré sur https://www.denverpost.com/2018/07/10/colorado-summitville-mine-cleanup/

Fioletov, V. E., McLinden, C. A., Krotkov, N., Li, C., Joiner, J., Theys, N., . . . Moran, M. D. (2016). A global catalogue of large SO2 sources and emissions derived from the Ozone Monitoring Instrument. *Atmospheric Chemistry and Physics, 16*, 11497–11519.

Flores-Gonzalez, G. (2019). Major hazards associated with cave mining: are they manageable? *MGR 2019: Proceedings of the First International Conference on Mining Geomechanical Risk* (pp. 31-46). Australian Centre for Geomechanics.

Flynn, S. (2018). Land Access and Social Consensus. Dans M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice, *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age* (pp. 223-225). Taylor & Francis Group, LLC.

Forest Peoples Programme, & Tebtebba Foundation. (2006). *Indigenous Peoples' Rights, Extractive Industries and Transnational and Other Business Enterprises - A Submission to the Special Representative of the Secretary-General on human rights and transnational corporations and other business enterprises.*

Foucher, J.-L., Bodenez, P., & Ben Slimane, K. (2012). Après-mine en France. *Congrès International sur la gestion des rejets miniers et l'après mine (GESRIM).*

Fougeron, J. (2007). *Effondrement et affaissement des mines de fer en Lorraine : apport de la modélisation nuémrique.* Institut National Polytechnique de Lorraine.

Fox, J. (1999). Mountaintop Removal in West Virginia: An Environmental Sacrifice Zone. *Organization & Environment, 12*(2), 163-183.

Fressoz, J.-B. (2020). L'anthropocène est un "accumulocène". *Regards croisés sur l'économie*(26), 31-40.

Fuchida, S., Yokoyama, A., Fukuchi, R., Ishibashi, J.-I., Kawagucci, S., Kawachi, M., & Koshikawa, H. (2017). Leaching of Metals and Metalloids from Hydrothermal Ore Particulates and Their Effects on Marine Phytoplankton. *ACS Omega, 2*(7), 3175–3182.

Garvey, P. (2018, Mai 12). Newcrest at a loss to explain Cadia's failing tailings dam. *The Australian*.

Geldron, A. (2017). *L'épuisement des métaux et minéraux : faut-il s'inquiéter ?* ADEME.

GEODERIS. (2015). *Etude sanitaire et environnementale sur le secteur minier de Sentein, bassin versant du Lez (09) - RAPPORT S2015/046DE – 15MPY24010.*

GESAMP. (2015). *Proceedings of the GESAMP international workshop on the impacts of mine tailings in the marine environment.* International Maritime Organization.

Ghorbani, Y., Franzidis, J.-P., & Petersen, J. (2015). Heap Leaching Technology-Current State, Innovations, and Future Directions: A Review. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review, 37*(2).

Giurco, D., & Petrie, J. G. (2007). Strategies for reducing the carbon footprint of copper: New technologies, more recycling or demand management? *Minerals Engineering, 20*(9), 842-853.

Glazer, S., & Hepworth, N. (2005). Seismicity Induced by Cave Mining, Palabora Experience. *RaSiM6: Proceedings of the Sixth International Symposium on Rockburst and Seismicity in Mines Proceedings*, 281-289.

Global Witness. (2021). *Last Line of Defence - The industries causing the climate crisis and attacks against land and environmental defenders.*

Gnandi, K., & Tobschall, H. (1999). The pollution of marine sediments by trace elements in the coastal region of Togo caused by dumping of cadmium-rich phosphorite tailing into the sea. *Environmental geology, 38*(1), 13-24.

Gobla, M., Gemperline, C., Stone, L., Gillette, D., Jibson, R., & Olsen, R. (2015). *Technical Evaluation of the Gold King Mine Incident - San Juan County, Colorado.* U.S. Department of the Interior - Bureau of Reclamation.

Gollner, S., Kaiser, S., Menzel, L., Jones, D. O., Brown, A., Mestre, N. C., . . . Arbizu, P. M. (2017). Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research, 129*, 76-101.

Goodland, R. (2012). Responsible Mining: The Key to Profitable Resource. *Sustainability*, 2099-2126.

Gordillo, C. (2019). *Impacts de l'extractivisme de minières canadiennes sur les systèmes alimentaires de la région andine : enjeux de santé environnementale et de justice environnementale.* Université du Québec à Montréal.

Gould, S. (2011). Does post-mining rehabilitation restore habitat equivalent to that removed by mining? A case study from the monsoonal tropics of northern Australia. *Wildlife Research, 38*, 482-490.

Graedel, T. E. (2011b). On the future Availability of the Energy Metals. *Annual Review of Materials Research, 41*(1), 323-335.

Graedel, T. E., Allwood, J., Birat, J.-P., Buchert, M., Hagelüken, C., Reck, B. K., . . . Sonnemann, G. (2011a). What Do We Know About Metal Recycling Rates? *Journal of Industrial Ecology, 3*(15), 355-366.

Gratzfeld, J. (2004). *Industries extractives dans les zones arides et semi-arides : Planification et gestion de l'environnement.* Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).

Gray, L., & McLachlan, J. (1933). History of the introduction of the MacArthur-Forrest cyanide process to the Witwatersrand gold fields. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*.

GRID-Arendal. (2005a). *Ore production and waste generation at Ok Tedi Mine.* Récupéré sur GRID-Arendal: https://www.grida.no/resources/5694

GRID-Arendal. (2005b). *Mining effects on rainfall drainage.* Récupéré sur GRID-Arendal: https://www.grida.no/resources/5691

GRID-Arendal. (2014). *Declining copper ore grades.* Récupéré sur GRID-Arendal: https://www.grida.no/resources/6291

GRID-Arendal. (2017). *The location of the Baia Mare and Borsa tailings disasters in Romania and the affected rivers.* Récupéré sur GRID-Arendal: https://www.grida.no/resources/11432

Grieco, K. (2016). Le "genre" du développement minier : maternalisme et extractivisme, entre complémentarité et contestation. *Cahiers des Amériques latines, 82*, 95-111.

Grigoryan, R., Petrosyan, V., Melkomian, D., Khachadourian, V., McCartor, A., & Crape, B. (2016). Risk factors for children's blood lead levels in metal mining and smelting communities in Armenia: a cross-sectional study. *BMC Public Health*, 1-10.

Grosbois, C. A., Horowitz, A. J., Smith, J. J., & Elrick, K. A. (2001). The effect of mining and related activities on the sediment-trace element geochemistry of Lake Coeur d'Alene, Idaho, USA. Part III. Downstream effects: the Spokane River Basin. *Hydrological Processes, 15*, 855-875.

Guézennec, A.-G., Bodénan, F., Bertrand, G., Fuentes, A., Bellenfant, G., Lemière, B., . . . Save, M. (2013). Re-processing of minig waste: an alternative way to secure metal supplies of European Union. *REWAS 2013: Enabling Materials Resource Sustainability*, (pp. 231-237).

Guibert, M. (2018). Présentation - La mine hier et aujourd'hui en Amérique latine. *Caravelle, 111*, 7-10.

Guidance about hazardous chemicals. (2021, Septembre 01). Récupéré sur Government of Western Australia, Department of Mines, Industry Regulation and Safety: https://www.dmp.wa.gov.au/Safety/Guidance-about-hazardous-6930.aspx

Guyonnet, D., Touze-Foltz, N., Lupo, J., & Mathey, C. (2012). Évaluer les risques de fuite d'une barrière multicouche d'une aire de lixiviation en tas. *Sciences Eaux & Territoires, 3*(8), 60-65.

Habashi, F. (2005a). A short history of hydrometallurgy. *Hydrometallurgy*, 15-22.

Habashi, F. (2005b). Hydrometallurgy of lead. *Metall, 59*(3), 114-118.

Habashi, F. (2018). Pyro- Versus Hydrometallurgy or Dry Versus Wet Methods. *Juniper Online Journal Material Science (JOJMS), 3*(4), 1-5.

Haëntjens, J. (2020). Les obstacles à la transition énergétique. Les résistances idéologiques et sociopolitiques. *Futuribles*(436), 41-54.

Halbach, P., & Fellerer, R. (1980). The metallic minerals of the Pacific Seafloor. *GeoJournal, 4*, 407–421.

Halloy, J. (2018). L'épuisement des ressources minérales et la notion de matériaux critiques. *La Revue nouvelle*(4), 34-40.

Handal, L. (2010). *Le soutien à l'industrie minière : Quels bénéfices pour les contribuables ?* Institut de recherche et d'informations socio-économiques (IRIS).

Hansen, K. (2019, Juillet 22). *South Africa's Largest Open-Pit Mine.* Récupéré sur NASA Earth Observatory: https://earthobservatory.nasa.gov/images/145366/south-africas-largest-open-pit-mine

Hargreaves, S. (2016). Extractivism, its deadly impacts and struggles toward a post-extractivist future. Dans M. Swilling, J. K. Musango, & J. Wakeford, *Greening the South African economy: Scoping the issues, challenges and opportunities* (pp. 145-159).

Harris, L. (2018). Innovations in Deep Seabed Mining. Dans M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice, *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age* (pp. 201-205). Taylor & Francis Group, LLC.

Haugland, B. T. (2014). *Faunal Colonization of Submarine Mine Tailings: An Intertidal Experiment to Investigate the Influence of Sediment Organic Carbon Content.* Department of Biology, University of Bergen.

Hauton, C., Brown, A., Thatje, S., Mestre, N. C., Bebianno, M. J., Martins, I., . . . Weaver, P. (2017). Frontiers in Marine Science. *Identifying Toxic Impacts of Metals Potentially Released during Deep-Sea Mining - A Synthesis of the Challenges to Quantifying Risk, 4*, 1-13.

Hearn, R. L., & Hoye, R. (1988). *Copper Dump Leaching and Management Practices That Minimize the Potential for Environmental Releases.* U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), Hazardous Waste Engineering Research Laboratory.

Hildmann, E., & Wünsche, M. (1996). Lignite Mining and Its After-Effects on the Central German Landscape. Dans R. F. Hüttl, T. Heinkele, & J. Wisniewski, *Minesite Recultivation* (pp. 79-87). Springer.

Hillman, A., Abbott, M., Valero-Garcés, B., Morellon, M., Barreiro-Lostres, F., & Bain, D. (2017). Lead pollution resulting from Roman gold extraction in northwestern Spain. *The Holocene*, 1465-1474.

Holmes, R., & Stewart, G. (2011). A guidance document for mine closure and management of long-term liabilities - examining a policy framework in Canada. *Proceedings of the Sixth International Conference on Mine Closure* (pp. 21-28). Australian Centre for Geomechanics.

Holzman, D. C. (2011). Mountaintop Removal Mining: Digging Into Community Health Concerns. *Environmental Health Perspectives, 119*(11), 477-483.

Hufty, M. (2019). Abandoned Mines: The Scars of the Past. *Global Challenges*.

Hugues, D. J., Schimmield, T. M., Black, K. D., & Howe, J. A. (2015). Ecological impacts of large-scale disposal of mining waste in the deep sea. *Scientific Reports, 5*, 1-11.

Human Rights Watch. (2018). *"Quels bénéfices en tirons-nous ?" - Impact de l'exploitation de la bauxite sur les droits humains en Guinée.*

Hustrulid, W. A. (s.d.). *Strip mining*. Récupéré sur Encyclopedia Britannica: https://www.britannica.com/technology/strip-mining

Hüttl, R. F. (1998). Ecology of post strip-mining landscapes in Lusatia, Germany. *Environmental Science & Policy, 1*, 129-135.

Hyun, J.-H., Kim, K.-H., Jung, H.-S., & Lee, K.-Y. (1998). Potential environmental impact of deep seabed manganese nodule mining on the synechococcus (cyanobacteria) in the northeast equatorial pacific: Effect of bottom water-sediment slurry. *Marine Georesources & Geotechnology, 16*(2), 133-143.

IEEIRP. (2015). *Independent Expert Engineering Investigation and Review Panel - Report on Mount Polley Tailings Storage Facility Breach.*

IISD, & Columbia Center on Sustainable Investment (CCSI). (2016). *Ming a Mirage? Reassessing the shared-value paradigm in light of the technological advances in the mining sector.*

IISD, & IGF. (2019). *New Tech, New Deal: Technology Impacts Review.*

Impacts of Uranium In-Situ Leaching. (2015, Janvier 09). Récupéré sur WISE Uranium Project: https://www.wise-uranium.org/uisl.html

INERIS. (2006). *L'élaboration des Plans de Prévention des Risques Miniers - Guide Méthodologique - Volet technique relatif à l'évaluation de l'aléa - Les risques de mouvements de terrain, d'inondations et d'émissions de gaz de mine.*

INERIS. (2017). *Guide de gestion du risque minier post-exploitation.*

INERIS. (2018). *Revue synthétique des bonnes pratiques relatives à l'utilisation du cyanure pour le traitement de l'or dans le contexte guyanais. DRS-18-177174-08150B.*

Initiative for Responsible Mining Assurance (IRMA). (2018). *IRMA Standard for Responsible Mining · IRMA-STD-001.*

Institut national de santé publique du Québec. (2017). *Dimensions sociales et psychologiques associées aux activités minières et impacts sur la qualité de vie.* Gouvernement du Québec.

International Atomic Energy Agency (IAEA). (2005). Supply and Demand, Economics, the Environment and Energy Security. *Symposium on Uranium Production and Raw Materials for the Nuclear Fuel Cycle*, (p. 345).

International Council on Mining and Metals (ICMM). (2020). *Principes miniers - Attentes de performance.*

International Mining. (2011, 06 01). *Mining Chemicals.* Récupéré sur https://im-mining.com/2011/06/01/mining-chemicals/

International Network for Acid Prevention (INAP). (2012, Mai 9). *Chapter 2 - The Acid Rock Drainage Process*. Consulté le Avril 23, 2020, sur Global Acid Rock Drainage (GARD) Guide: http://www.gardguide.com/index.php?title=Chapter_2

International Resource Panel (IRP). (2013). *International Resource Panel Work on Globam Metal Flows.* United Nations Environment Programme.

International Resource Panel (IRP). (2019). *Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want.*

International Resource Panel (IRP). (2020). *Mineral Resource Governance in the 21st Century: Gearing extractive industries towards sustainable devlopment.*

International Seabed Authority (ISA). (s.d.). *About ISA.* Récupéré sur International Seabed Authority: https://isa.org.jm/about-isa

Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). (s.d.). *La géodiversité - Patrimoine géologique.* Récupéré sur Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN): https://inpn.mnhn.fr/informations/geodiversite/patrimoine-geologique

Johnston, D., Potter, H., Jones, C., Rolley, S., Watson, I., & Pritchard, J. (2008). *Abandoned mines and the water environment.* Environment Agency.

Jones, N. (2019). The Quest for Quieter Seas. *Nature, 568*, 158-161.

Kabir, S., Rabbi, F., Chowdhury, M., & Akbar, D. (2015). A Review of Mine Closure Planning and Practice in Canada and Australia. *World Review of Business Research, 5*(3), 140-159.

Kaneva, D. (2011). Let's Face Facts, These Mountains Won't Grow Back: Reducing the Environmental Impact of Mountaintop Removal Coal Mining in Appalachia. *William & Mary Environmental Law and Policy Review, 35*, 931-971.

Kappes, D. W. (2002). *Precious Metal Heap Leach Design and Practice.* Kappes, Cassiday & Associates.

Kemp, D., & Owen, J. R. (2018). The industrial ethic, corporate refusal and the demise of the social function in mining. *Sustainable Development, 26*(5), 491-500.

Kemp, D., Bond, C. J., Franks, D. M., & Cote, C. (2010). Mining, water and human rights: making the connection. *Journal of Cleaner Production, 18*(15), 1553-1562.

Kemp, D., Owen, J. R., & Collins, N. (2017). Global perspectives on the state of resettlement practice in mining. *Impact Assessment and Project Appraisal, 35*(1), 22-33.

Kim, S., Kwon, H.-J., Cheong, H.-K., Choi, K., Jang, J.-Y., Jeong, W.-C., . . . Hong, Y.-C. (2008). Investigation on Health Effects of an Abandoned Metal Mine. *Journal of Korean medical science, 23*(3), 452-458.

Kivinen, S. (2017). Sustainable Post-Mining Land Use: Are Closed Metal Mines Abandoned or Re-Used Space? *Sustainability, 9*.

Koschinsky, A., Heinrich, L., Boehnke, K., Cohrs, J. C., Markus, T., Shani, M., . . . Werner, W. (2018). Deep-sea mining: Interdisciplinary research on potential environmental, legal, economic, and societal implications. *Integrated Environmental Assessment and Manageme, 14*(6), 672-691.

Kuipers, J. (2003). *Putting a Price on Pollution - Financial Assurance for Mine Reclamation and Closure.* Mineral Policy Center.

Kupka, N., & Rudolph, M. (2018). Froth flotation of scheelite - A review. *International Journal of Mining Science and Technology*, 373-384.

Kvassnes, A., Sweetman, A., Thorseth, I., Hobæk, A., & Bolam, S. (2012). ImpTail: Improved Submarine Tailing Placements (STPs) in Norwegian Fjords. *ICARD 2012.*

Kwong, Y. J., Apte, S. C., Asmund, G., Haywood, M. D., & Morello, E. B. (2019). Comparison of Environmental Impacts of Deep-sea Tailings Placement Versus On-land Disposal. *Water, Air, & Soil Pollution*(230), 1-10.

L'Hostis, D. (2017). Les ressources minérales des grands fonds océaniques : des enjeux environnementaux majeurs. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*(86), 104-107.

La Banque Mondiale. (2017, Juillet 18). *La transition vers les énergies propres fera augmenter la demande de minéraux, indique un nouveau rapport de la Banque mondiale.* Récupéré sur La Banque Mondiale: https://www.banquemondiale.org/fr/news/press-release/2017/07/18/clean-energy-transition-will-increase-demand-for-minerals-says-new-world-bank-report

La Banque Mondiale. (2019). *Forest-Smart Mining: Large-Scale Mining on Forests (LSM).*

Labbé, J.-F. (2017). *Point de vue sur la criticité des matières premières minérales non-énergétiques, et en particulier des métaux - Métaux rares ? Métaux stratégiques ? Métaux critiques ?* BRGM.

Landeo, M. S. (2017). *Mining water governance: Everyday community-mine relationships in the Peruvian Andes.* Wageningen University, the Netherlands.

Lang, O. (2010, Octobre 14). The dangers of mining around the world. *BBC*.

Laubscher, D. H. (1994). Cave mining - the state of the art. *Joumal of The South African Institute of Mining and Metallurgy*, 279-293.

Laurent, É. (2012). Faut-il décourager le découplage ? *Revue de l'OFCE*(120), 235-257.

Le Roux, C. (2002). La réhabilitation des mines et carrières à ciel ouvert. *Bois et Forêts des Tropiques, 272*, 5-19.

Leblanc, M., Morales, J., Borrego, J., & Elbaz-Poulichet, F. (2000). 4500-year-old mining pollution in Southwestern Spain: Long-Term implications for modern mining pollution. *Economic Geology, 95*, 655-662.

Lehoërff, A. (2018). *Par les armes. Le jour où l'homme inventa la guerre.* Belin.

L'Élémentarium. (s.d.). *Fiche Cuivre.* Consulté le Juin 01, 2021, sur https://lelementarium.fr/element-fiche/cuivre/

L'Élémentarium. (s.d.). *Fiche Or.* Consulté le Mars 15, 2021, sur https://www.lelementarium.fr/element-fiche/or/

Levacher, C. (2012). *Les sociétés transnationales minières face au droit des peuples autochtones. Quels acteurs, pour quels enjeux ?* Groupe international de travail pour les Peuples Autochtones (GITPA).

Lghoul, M., Kchikach , A., Hakkou, R., Zouhri, L., Guerin, R., Bendjoudi, H., . . . Hanich, L. (2012). Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc) : contribution au projet de réhabilitation. *Hydrological Sciences Journal, 57*(2), 370-381.

Lin, S., Liu, R., Wu, M., Hu, Y., Sun, W., Shi, Z., . . . Li, W. (2019). Minimizing beneficiation wastewater through internal reuse of process water in flotation circuit. *Journal of Cleaner Production, 245*.

Lin, Z., Harsbo, K., Ahlgren, M., & Qvarfort, U. (1998). The source and fate of Pb in contaminated soils at the urban area of Falun in central Sweden. *Science of The Total Environment, 209*, 47-58.

Lindahl, J. (2014). *Environmental impacts of mining in Zambia - Towards better environmental management and sustainable exploitation of mineral resources.*

Lindsey, R. (2007, Décembre 21). *Coal Controversy In Appalachia.* Récupéré sur NASA Earth Observatory: https://earthobservatory.nasa.gov/features/MountaintopRemoval

Liu, W., Agusdinata, D., & Myint, S. (2019). Spatiotemporal patterns of lithium mining and environmental degradation in the Atacama Salt Flat, Chile. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 80*, 145-156.

Long, K. R. (1998). *Production and Disposal of Mill Tailings in the Coeur d'Alene Mining Region, Shoshone County, Idaho; Preliminary Estimates.* U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.

Long, K. R. (2001). Tailings Under the Bridge: Causes and Consequences of River Disposal of Tailings, Coeur d'Alene Mining Region, 1886 to 1968. *Mining History Journal*, 83-101.

Lottermoser, B. (2010). *Mine Wastes - Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Third Edition.* Springer.

Lucion, C. (2011). *Les procédés de traitement par cyanuration y compris les méthodes de destruction du cyanure résiduel.* Kayenn Mining Symposium.

Luhn, A. (2016, Septembre 15). Where the river runs red: can Norilsk, Russia's most polluted city, come clean? *The Guardian*. Récupéré sur https://www.theguardian.com/cities/2016/sep/15/norilsk-red-river-russias-most-polluted-city-clean

Lynch, A., & Rowland, C. (2005). *The History of Grinding.* Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc.

Ma, W., Schott, D., & Lodewijks, G. (2017). A new procedure for Deep Sea Mining Tailings Disposal. *Minerals*, 1-14.

MacDonald, A., Kowsmann, P., & Pokharel, K. (2019, Décembre 31). The Hidden Deaths of Mining. *The Wall Street Journal*.

Mackay, I., Mendez, E., Molina, I., Videla, A. R., Cilliers, J. J., & Brito-Parada, P. R. (2018). Dynamic froth stability of copper flotation tailings. *Minerals Engineering, 124*, 103-107.

Mancini, L., & Sala, S. (2018). Social impact assessment in the mining sector: Review and comparison of indicators frameworks. *Resources Policy, 57*, 98-111.

Mandishekwa, R., & Mutenheri, E. (2020). Mining-Induced Displacement and Resettlement: An analytical Review. *Ghana Journal of Development Studies, 17*(1), 114-140.

Mariet, A.-L., De Vaufleury, A., Bégeot, C., Walter-Simonnet, A.-V., & Gimbert, F. (2016). Palaeo-pollution from mining activities in the Vosges Mountains: 1000 years and still bioavailable. *Environmental Pollution, 214*, 575-584.

Martens, E., Prommer, H., Sprocati, R., Sun, J., Dai, X., Crane, R., . . . Fourie, A. (2021). Toward a more sustainable mining future with electrokinetic in situ leaching. *Science Advances, 7*(18), 1-10.

Martinez-Alier, J., & Walter, M. (2016). Social Metabolism and Conflicts over Extractivism. Dans F. de Castro, B. Hogenboom, & M. Baud, *Environmental Governance in Latin America* (pp. 58-85). Palgrave Macmillan.

Martino, R., McCann, P., Ray, R., & van der Ende, O. (2021, Juillet 13). Digging deeper: Trends in underground hard-rock mining for gold and base metals. *McKinsey & Company*. Récupéré sur https://www.mckinsey.com/industries/metals-and-mining/our-insights/digging-deeper-trends-in-underground-hard-rock-mining-for-gold-and-base-metals

Massicotte, M.-J. (2019). La défense du territoire et la participation des femmes autochtones aux luttes anti-extractivisme au sud du Mexique. *Recherches féministes, 32*(2), 75–93.

Mattox, A., Coil, D., Hoagland, N., & Higman, B. (2014, Octobre 30). *Block Caving.* Récupéré sur Ground Truth Trekking: http://www.groundtruthtrekking.org/Issues/MetalsMining/block-caving-underground-mining-method.html

Mayan, O. N., Gomes, M. J., Henriques, A., Silva, S., & Begonha, A. (2006). Health Survey Among People Living Near an Abandoned Mine. A Case Study: Jales Mine, Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment, 123*, 31-40.

McGagh, J. (2018). The Need for Innovation in Mining and Potential Areas for Adopting New Technologies. Dans M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice, *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age* (pp. 83-87). Taylor & Francis Group, LLC.

Menard, Y. (2018). *Technologies de substitution du cyanure pour le traitement des minerais d'or en Guyane : avantages et inconvénients sur les plans économiques et les risques environnementaux. BRGM/RP-68620-FR.*

Merchant, N. D. (2019). Underwater noise abatement: Economic factors and policy options. *Environmental Science & Policy, 92*, 116-123.

MIDAS. (2016). *Managing Impacts of Deep Sea Resource Exploitation - Research Highlights.* Récupéré sur https://www.eu-midas.net/sites/default/files/downloads/MIDAS_research_highlights_low_res.pdf

Miljutin, D. M., Miljutina, M. A., Arbizu, P. M., & Galéron, J. (2011). Deep-sea nematode assemblage has not recovered 26 years after experimental mining of polymetallic nodules (Clarion-Clipperton Fracture Zone, Tropical Eastern Pacific). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 58*(8), 885-897.

Miller, A. J., & Zégre, N. P. (2014). Mountaintop Removal Mining and Catchment Hydrology. *Water, 6*(3), 472-499.

Miller, K. A., Thompson, K. F., Johnston, P., & Santillo, D. (2018). An Overview of Seabed Mining Including the Current State of Development, Environmental Impacts, and Knowledge Gaps. *Frontiers in Marine Science, 4*, 1-24.

Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program. (2017). *Study of Tailings Management Technologies. MEND Report 2.50.1.* The Mining Association of Canada (MAC).

MiningWatch Canada. (2000). *Mining's Toxic Orphans : A Plan for Action on Federal Contaminated and Unsafe Mine Sites.*

MiningWatch Canada. (2004). *Overburdened: Understanding the Impacts of Mineral Extraction on Women's Health in Mining Communities.*

MiningWatch Canada. (2012a). *Green Mining or Green Washing? Corporate Social Responsibility and the Mining Sector in Canada.*

MiningWatch Canada. (2012b). *Potential Toxic Effects of Chromium, Chromite Mining and Ferrochrome Production: A Literature Review.*

MiningWatch Canada. (2014). *The Big Hole - Environmental Assessment and Mining in Ontario.*

Ministère de l'environnement. (2008). *Pollution des eaux par des effluents cyanurés en Europe de l'Est - Fiche ARIA n°17265.*

Ministère de l'écologie, & Ministère de l'économie. (2011). *Indemnisation des dégâts miniers.*

Ministry of Environment & Forests - Gvt of India. (2010). *Report of the four-member committee for investigation into the proposal submitted by the Orissa mining company for bauxite mining in Niyamgiri.*

Miranda, M., Chambers, D., & Coumans, C. (2005). *Framework for Responsible Mining: A Guide to Evolving Standards.*

Morello, E. B., Haywood, M. D., Brewer, D. T., Apte, S. C., Asmund, G., Kwong, Y., & Dennis, D. (2016). The Ecological Impacts of Submarine Tailings Placement. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review, 54*, 315-366.

Morizot, G., Lesueur, H., & Zeegers, H. (2000). Environnement minier : résidus de l'industrie minière et alternatives de valorisation. *UNEP Industry and Environment – Special issue 2000*, 78-82.

Moss, A., Klein, B., & Nadolski, S. (2018). Cave to mill: improving value of caving operations. *Caving 2018: Proceedings of the Fourth International Symposium on Block and Sublevel Caving* (pp. 119-132). Australian Centre for Geomechanics.

Motta, G., Polcyn, M., & Saragosa, E. (2021, Mars 23). Refractory gold ores: Challenges and opportunities for a key source of growth. *McKinsey & Company*.

Mudd, G. M. (2007a). Global trends in gold mining: Towards quantifying environmental and resource sustainability? *Resources Policy, 32*, 42-56.

Mudd, G. M. (2007b). Sustainability and Mine Waste Management - A Snapshot of Mining Waste Issues. *Waste Management & Infrastructure Conference - IIR Conferences*, (pp. 1-13).

Mudd, G. M. (2009). *The Sustainability of Mining in Australia : Key Production Trends Environmental Implications for the Future.* Research Report No RR5, Department of Civil Engineering, Monash University and Mineral Policy Institute, Revised - April 2009.

Mudd, G. M. (2010). The Environmental sustainability of mining in Australia: key mega-trends and looming constraints. *Resources Policy, 35*, 98-115.

Mudder, T., & Botz, M. (2004). Cyanide and society: a critical review. *The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection*, 62-74.

Munnik, V., Hochmann, G., Hlabane, M., & Law, S. (2010). *The Social and Environmental Consequences of Coal Mining in South Africa - A Case Study.*

Nassar, N. T., Graedel, T. E., & Harper, E. M. (2015). By-product Metals Are Technologically Essential but Have Problematic Supply. *Science Advances, 1*(3), 1-10.

National Research Council. (2002). *Evolutionary and Revolutionary Technologies for Mining.* National Academy Press.

National Research Council. (2005). *Superfund and Mining Megasites - Lessons from the Coeur d'Alene River Basin.* The National Academies Press.

Naturvernforbundet (Friends of the Earth Norway). (2015). *Submarine Tailings Disposal violates the Water.*

Navarre, M., & Lammens, H. (2017). *Opportunities of Deep-Sea Mining and ESG risks. DP-24-2017.* Amundi Discussion Papers Series.

Negley, T. L., & Eshleman, K. N. (2006). Comparison of stormflow responses of surface-mined and forested watersheds in the Appalachian Mountains, USA. *Hydrological Processes, 20*, 3467-3483.

Neira, A., Pizarro, D., Quezada, V., & Velásquez-Yévenes, L. (2021). Pretreatment of Copper Sulphide Ores Prior to Heap Leaching: A Review. *Metals, 11*(7), 1-16.

Nepstad, R., Liste, M., Alver, M., Nordam, T., Davies, E., & Glette, T. (2020). High-resolution numerical modelling of a marine mine tailings discharge in Western Norway. *Regional Studies in Marine Science, 39*, 1-14.

New Tech, New Deal. (2017). Récupéré sur IGF Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development: https://www.igfmining.org/new-tech-new-deal/

Nimsgern, D., Hanocq, P., & Vicentin, S. (2012). Gestion de l'aléa eau dans le cadre de l'après -mine. *Congrès International sur la gestion des rejets miniers et l'après mine (GESRIM).*

Norgate, T., & Haque, N. (2010). Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. *Journal of Cleaner Production, 18*(3), 266-274.

Norilsk Nickel: Mining firm pays record $2bn fine over Arctic oil spill. (2021, Mars 10). *BBC News*. Récupéré sur https://www.bbc.com/news/world-europe-56350953

Northey, S. A., Mudd, G. M., Saarivuori, E., Wessman-Jääskeläinen, H., & Haque, N. (2016). Water footprinting and mining: Where are the limitations and opportunities? *Journal of Cleaner Production, 135*, 1098-1116.

Northey, S., Mohr, S., Mudd, G. M., Weng, Z., & Giurco, D. (2014). Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. *Resources, Conservation and Recycling, 83*, 190-201.

Nouvian, C. (2006). *Abysses.* Fayard.

Nuss, P., & Eckelman, M. J. (2014). Life Cycle Assessment of Metals: A Scientific Synthesis. *PLoS One, 9*(7), 1-12.

O'Gorman, G., von Michaelis, H., & Olson, G. J. (2004). *Novel In-Situ Metal and Mineral Extraction Technology.*

OCDE. (2016). *OECD Due Diligence Guidance for Responsible Supply Chains of Minerals from Conflict-Affected and High-Risk Areas: Third Edition.* OECD Publishing.

OCDE. (2018). *Integrating Renewables in Mining · Review of business models and policy implications.*

OCDE, & Nuclear Energy Agency. (2014). *Managing Environmental and Health Impacts of Uranium Mining.*

Oceana. (2019, Mars 28). *CAP puts an end to years of marine pollution: disposal of tailings into the sea is terminated.* Récupéré sur Oceana: https://oceana.org/press-center/press-releases/cap-puts-end-years-marine-pollution-disposal-tailings-sea-terminated

Oebius, H. U., Becker, H. J., Rolinski, S., & Jankowski, J. A. (2001). Parametrization and evaluation of marine environmental impacts produced by deep-sea manganese nodule mining. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 48*(17-18), 3453-3467.

Olias, M., & Nieto, J. (2015). Background Conditions and Mining Pollution throughout History in the Río Tinto (SW Spain). *Environments, 2*(3), 295-316.

Oraison, A. (2006). Remarques sur la conservation et la gestion durable des ressources naturelles des grandes profondeurs océaniques. La notion de "patrimoine commun de l'humanité" en droit international de la mer et la nécessité de son élargissement [...] environnement. *Revue Européenne de Droit de l'Environnement, 3*, 275-288.

Organisation des Nations unies (ONU). (2006). *Promotion et Protection des Droits de l'Homme. Rapport intérimaire du Représentant spécial du Secrétaire général chargé de la question des droits de l'homme et des sociétés transnationales et autres entreprises. Rapport E/CN.4/2006/97.* Commission des droits de l'Homme, Organisation des Nations unies (ONU).

Organisation internationale du Travail (OIT). (2015, Mars 23). *Mining: a hazardous work.* Récupéré sur ILO - International Labour Organization: https://www.ilo.org/global/topics/safety-and-health-at-work/areasofwork/hazardous-work/WCMS_356567/lang--en/index.htm

Organisation maritime internationale (OMI). (2016). *Le Protocole de Londres, ce qu'il est et pourquoi il est nécessaire.*

Organisation maritime internationale (OMI). (2018). *40ème Réunion consultative des Parties contractantes à la Convention de Londres de 1972 et 13ème Réunion des Parties contractantes au Protocole de Londres de 1996, 5-9 novembre 2018.* Récupéré sur https://www.imo.org/fr/MediaCentre/MeetingSummaries/Pages/LC-LP-40-13.aspx

Organisation maritime internationale (OMI). (s.d.). *Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter [Page internet n°1].* Récupéré sur International Maritime Organization: https://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/London-Convention-Protocol.aspx

Organisation maritime internationale (OMI). (s.d.). *New and emerging issues [Page internet n°2].* Récupéré sur International Maritime Organization: https://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/newandemergingissues-default.aspx

Organisation mondiale de la Santé (OMS). (2021). *Lignes directrices de l'OMS sur la prise en charge clinique de l'exposition au plomb - Résumé analytique.*

Otro incidente en Veladero: se rompió un caño con "material rico". (2017, Mars 29). *La Nacion*.

Ovesen, V., Hackett, R., Burns, L., Mullins, P., & Roger, S. (2018). Managing deep sea mining revenues for the public good- ensuring transparency and distribution equity. *Marine Policy, 95*, 332-336.

Owen, J., & Kemp, D. (2015). Mining-induced displacement and resettlement: a critical appraisal. *Journal of Cleaner Production, 87*, 478-488.

Özkaynak, B., Rodriguez-Labajos, B., Arsel, M., Avcı, D., Carbonell, M. H., Chareyron, B., . . . Živčič, L. (2012). *Mining conflicts around the world - Common grounds from an Environmental Justice perspective.* EJOLT Report No. 7.

Palabora Copper Mine, Palabora, South Africa. (s.d.). Récupéré sur Mining Technology: https://www.mining-technology.com/projects/palabora/

Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Schlesinger, W. H., Eshleman, K. N., Foufoula-Georgiou, E., Hendryx, M. S., . . . Wilcock, P. R. (2010). Mountaintop Mining Consequences. *Science, 327*, 148-149.

Panckhurst, G., Bell, S., & Henry, D. (2012). *Royal Commission on the Pike River Coal Mine Tragedy. Volume 1.*

Panckhurst, G., Bell, S., & Henry, D. (2012). *Royal Commission on the Pike River Coal Mine Tragedy. Volume 2.*

Pandey, B., Gautam, M., & Agrawal, M. (2018). Chapter 10 - Greenhouse Gas Emissions From Coal Mining Activities and Their Possible Mitigation Strategies. Dans S. S. Muthu, *Environmental Carbon Footprints - Industrial Case Studies* (pp. 259-294).

Pandey, B., Gautam, M., & Agrawal, M. (2018). Greenhouse Gas Emissions From Coal Mining Activities and Their Possible Mitigation Strategies. *Environmental Carbon Footprints*, 259-294.

Parent, V. (2013). *L'humanité et le droit international.* Université de Montréal.

Paris, J. (2017). *Brown trout and toxic metals: Local adaptation to the legacy of Britain's mining history.* University of Exeter.

Parlement européen. (2018, Janvier 16). *Gouvernance internationale des océans : un programme pour l'avenir de nos océans dans le contexte des objectifs de développement durable à l'horizon 2030.* Journal Officiel de l'Union européenne.

Parlement européen, & Conseil de l'Union européenne. (2011, Juillet 01). *Directive 2011/65/EU du Parlement européen et du Conseil du 8 juin 2011 relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques*. Journal Officiel de l'Union européenne.

Parliamentary Monitoring Group, South Africa. (2017, Mars 07). *Mining sector environmental governance; Rehabilitation in mining industry.* Récupéré sur https://pmg.org.za/committee-meeting/24101/

Pearson, D., Gunn, J., & Keller, B. (2002). The Past, Present and Future of Sudbury's Lakes. (O. G. 9., Éd.) *The Physical Environment of the City of Greater Sudbury*, 195-215.

Pepper, M., Roche, C., & Mudd, G. (2014). Australia's mining legacy challenge. *Life-of-Mine 2014 Conference*, (pp. 1-23).

Perrons, R. K. (2018). Conclusion. Dans M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice, *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age* (pp. 355-361). Taylor & Francis Group, LLC.

Petit, D. (2004). La gestion de l'après-mine : exemples étrangers. *Annales des Mines - Responsabilité & Environnement*(35), 15-31.

Petkova, V., Lockie, S., Rolfe, J., & Ivanova, G. (2009). Mining Developments and Social Impacts on Communities: Bowen Basin Case Studies. *Rural Society, 19*(3), 211-228.

Petterson, M. G., & Tawake, A. (2019). The Cook Islands (South Pacific) experience in governance of seabed manganese nodule mining. *Ocean and Coastal Management, 167*, 271-287.

Phillips, B. T., Gruber, D. F., Vasan, G., Roman, C. N., Pieribone, V. A., & Sparks, J. S. (2016). Observations of in situ deep-sea marine bioluminescence with a high-speed, high-resolution sCMOS camera. *Deep-Sea Research I, 111*, 102-109.

Plumlee, G. (1995, Juillet 11). *The Summitville Mine and its Downstreams Effects.* Récupéré sur U.S. Geological Survey: https://pubs.usgs.gov/of/1995/ofr-95-0023/summit.htm

Pond, G. J., Passmore, M. E., Borsuk, F. A., Reynolds, L., & Rose, C. J. (2008). Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family- and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools. *Journal of the North American Benthological Society , 27*(3), 717–737.

Poulard, F., Daupley, X., Didier, C., Pokryska, Z., D'Hugues, P., Charles, N., . . . Save, M. (2017a). *Exploitation minière et traitement des minerais.* Collection « La mine en France ». Tome 6.

Poulard, F., Gombert, P., Didier, C., Chevrel, S., Bellenfant, G., & Cottard, F. (2017b). *Fermeture, reconversion et gestion de l'après-mine. Collection "La mine en France". Tome 7.*

Prior, T., Giurco, D., Mudd, G., Mason, L., & Behrisch, J. (2012). Resource depletion, peak minerals and the implications for sustainable resource. *Global Environmental Change, 2*(3), 577-587.

Programme des Nations unies pour le développement. (2018). *Extracting Good Practices · A Guide for Governments and Partners to Integrate Environment and Human Rights into the Governance of the Mining Sector.*

Programme des Nations unies pour l'environnement. (2011). *Recycling Rates of Metals - A Status Report, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. .* Graedel, T.E. ; Allwood, J. ; Birat, J.-P. ; Reck, B.K. ; Sibley, D.F. ; Sonnemann, G. ; Buchert, M. ; Hagelüken, C.

Programme des Nations Unies pour l'environnement. (2012). *Réduire l'utilisation du mercure dans le secteur de l'orpaillage et de l'exploitation minière artisanale.*

Programme des Nations unies pour l'environnement. (2013). *Metal Recycling - Opportunities, Limits, Infrastructure, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel.* Reuter, M. A. ; Hudson, C. ; van Schaik, A. ; Heiskanen, K. ; Meskers, C. ; Hagelüken, C.

Programme des Nations unies pour l'environnement. (2017). *Resource Efficiency: Potential and Economic Implications. A report of the International Resource Panel.* Ekins, P. ; Hughes, N., et al.

Prosser, I., Wolf, L., & Littleboy, A. (2011). Chapter 10. Water in mining and industry. Dans I. Prosser, *Water: Science and Solutions for Australia draws* (pp. 135-146).

PT Freeport Indonesia. (2016). *Controlled Riverine Tailings Management at PT Freeport Indonesia.*

Pure Earth (Blacksmith Institute), & Green Cross. (2016). *World's Worst Polution Problems - The Toxics Beneath Our Feet.*

Pyper, R., Seal, T., Uhrie, J. L., & Miller, G. C. (2018). Dump and Heap Leaching.

Raftopoulos, M. (2017). Contemporary debates on social-environmental conflicts, extractivism and human rights in Latin America. *The International Journal of Human Rights, 21*(4), 387-404.

Ramirez-Llodra, E., Trannum, H. C., Evenset, A., Levin, L. A., Andersson, M., Finne, E. T., . . . Vanreusel, A. (2015). Submarine and deep-sea mine tailing placements: A review of current practices, environmental issues, natural analogs and knowledge gaps in Norway and internationally. *Marine Pollution Bulletin, 97*, 13-35.

Reichardt, C. (2008). Heap Leaching and the Water Environment - Does Low Cost Recovery Come at a High Environmental Cost? *International Mine Water Association (IMWA).*

Richomme, A. (2018). L'isolement des défenseurs des droits humains et de l'environnement dans la lutte contre l'extractivisme. Récupéré sur http://www.iheal.univ-paris3.fr/fr/edito/l'isolement-des-défenseurs-des-droits-humains-et-de-l'environnement-dans-la-lutte-contre-l

Riley, S. J. (2021, Février 25). Here's why Alberta's ban on mountaintop-removal mining won't affect proposed coal mines in the Rockies. *The Narwhal*.

Risler, J., & Ares, P. (2019). X–Ray of Soy Agribusiness in the Pampa and Mega-Mining in the Andes. Dans *This Is Not an Atlas: A Global Collection of Counter-Cartographies* (pp. 86-91).

Robin, M. (2015). Les Appalaches décapitées par les marchands de charbon. *Le Monde diplomatique*.

Roche, C., & Bice, S. (2013). Anticipating Social and Community Impacts of Deep Sea Mining. *Deep Sea Minerals and the Green Economy, Secretariat of the Pacific Community*, 59-80.

Roche, C., Thygesen, K., & Baker, E. (2017). *Mine Tailings Storage: Safety Is No Accident.* United Nations Environment Programme and GRID-Arendal.

Rodríguez, F., Moraga, C., Castillo, J., Gálvez, E., Robles, P., & Toro, N. (2021). Submarine Tailings in Chile - A Review. *Metals, 11*, 1-17.

Saint-Aubin, P. (2019). *La dépendance aux métaux stratégiques : quelles solutions pour l'économie ?* Conseil Economique, Social et Environnemental (CESE).

Sam, A. (2019). An Overview of Uranium Milling Processes, Associated Wastes and Atmospheric Releases. Dans P. Woods, & M. Fairclough, *IAEA 2019 UPC selected papers 2012-2015* (pp. 177-189). International Atomic Energy Agency (IAEA).

San Juan: detectan derrame de cianuro en una mina que explota la Barrick Gold. (2015, Septembre 14). *La Nacion*.

Sánchez de la Campa, A., de la Rosa, J., Fernández-Caliani, J., & González-Castanedo, Y. (2011). Impact of abandoned mine waste on atmospheric respirable particulate matter in the historic mining district of Rio Tinto (Iberian Pyrite Belt). *Environmental Research, 111*(8), 1018-1023.

Sánchez, F., & Hartlieb, P. (2020). Innovation in the Mining Industry: Technological Trends and a Case Study of the Challenges of Disruptive Innovation. *Mining, Metallurgy & Exploration, 37*(4).

Sánchez-Vázquez, L., Espinosa-Quezada, M. G., & Eguiguren Riofrio, M. B. (2016). Perception of socio-environmental conflicts in mining areas: The case of the mirador project in Ecuador. *Ambiente & Sociedade, 19*.

SARA Group. (2009). *Summary of volume III: ecological risk assessment.*

Sarradin, P.-M., Sarrazin, J., & Lallier, F. H. (2017). Les impacts environnementaux de l'exploitation minière des fonds marins : un état des lieux des connaissances. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*(85), 30-34.

Sarrailh, J.-M. (2002). La revégétalisation des exploitations minières : l'exemple de la Nouvelle-Calédonie. *Bois et Forêts des Tropiques, 272*, 21-31.

Sassen, S. (2016). A Massive Loss of Habitat: New Drivers for Migration. *Sociology of Development, 2*(2), 204-233.

Sawyer, S., & Gomez, T. (2008). *Transnational Governmentality and Resource Extraction: Indigenous Peoples, Mutlinational Corporations, Multinational Institutions and the State.* United Nations Research Institute for Social Development (UNRISD).

Schandl, H., & West, J. (2010). Resource use and resource efficiency in the Asia–Pacific region. *Global Environmental Change, 20*(4), 636-647.

Scheidel, A., Del Bene, D., Liu, J., Nava, G., Mingorría, S., Demaria, F., . . . Martínez-Alier, J. (2020). Environmental conflicts and defenders: A global overview. *Global Environmental Change, 63*, 1-12.

Scherr, R. (1977). Strip Mining: Toward an Understanding of Landscape. *The North American Review, 262*(3), 35-39.

Scott, D., Merritt, E., Miller, A., & Drake, P. (2009). Chemical-related injuries and illnesses in U.S. mining. *Minerals Engineering, 61*, 41-46.

Semenenko, A. (2013). Karabash: The City of Pollution. *Environment & Society Portal, Arcadia*(14).

Sénat, France. (2020). *Problèmes sanitaires et écologiques liés aux pollutions des sols qui ont accueilli des activités industrielles ou minières et sur le spolitiques publiques et industrielles de réhabilitation de ces sol.*

Septiana Nurbani, E. (2020). Submarine tailing disposal system: Indonesia's policy and future challenges. *Journal of Liberty and International Affairs, 5*(3), 83-95.

Sharma, R. (2015). Environmental Issues of Deep-Sea Mining. *Procedia Earth and Planetary Science, 11*, 204-211.

Shimmield, T. M., Black, K. D., Howe, J. A., Hugues, D. J., & Sherwin, T. (2010). *Independent Evaluation of Deep-Sea Mine Tailings Placement (DSTP) in PNG.* SAMS Research Services Limited.

Should cyanide still be used in modern-day mining? (2016, Mars 7). *Mining Technology*.

Shulse, C. N., Maillot, B., Smith, C. R., & Church, M. J. (2016). Polymetallic nodules, sediments, and deep waters in the equatorial North Pacific exhibit highly diverse and distinct bacterial, archaeal, and microeukaryotic communities. *MicrobiologyOpen*, 1-16.

Sinclair, R. (2009). *The Extractive Metallurgy of Lead.* The Australasian Institute of Mining and Metallurgy.

Skinner, B. J. (1979). Chapter 10 - A Second Iron Age Ahead? Dans P. A. Trudinger, & D. J. Swaine, *Biogeochemical Cycling of Mineral-Forming Elements. Volume 3.* (pp. 559-575). Elsevier.

Smith, M. (2008). Emerging Issues in Heap Leaching Technology. 1-7.

Solano Ortiz, L. (2015). Femmes, violence et industrie minière. *Droits et Libertés, La Revue de la Ligue des droits et des libertés, 54*(1), pp. 27-29.

Søndergaard, J., Asmund, G., Johansen, P., & Rigét, F. (2011). Long-term response of an arctic fiord system to lead-zinc mining and submarine disposal of mine waste (Maarmorilik, West Greenland). *Marine Environmental Research*.

Sonter, L. J., Dade, M. C., Watson, J. E., & Valenta, R. V. (2020). Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nature Communications, 11*, 1-6.

Sonter, L., Moran, C. J., Barrett, D., & Soares-Filho, B. S. (2014). Processes of land use change in mining regions. *Journal of Cleaner Production, 84*(1), 494-501.

Spaeter, S., & Tsakiris, P. (2005). *Environmental Risks and Financial Guarantees Improving Prevention in the Mining Industry.*

Spooren, J., Binnemans, K., Björkmalm, J., Breemersch, K., Dams, Y., Folens, K., . . . Kinnunen, P. (2020). Near-zero-waste processing of low-grade, complex primary ores and secondary raw materials in Europe: technology development trends. *Resources, Conservation & Recycling, 160*.

Starke, L. (2002). *Breaking new ground : the report of the Mining, Minerals, and Sustainable Development Project.* Mining Minerals and Sustainable Development (MMSD).

Steen, J., Macaulay, S., Kunz, N., & Jackson, J. (2018). Understanding the Innovation Ecosystem in Mining and What the Digital Revolution Means fort It. Dans M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice, *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age* (pp. 3-26). Taylor & Francis Group, LLC.

Stefanko, R., Ramani, R. V., & Ferko, M. R. (1973). *An Analysis of Strip Mining Methods and Equipment Selection.* Coal Research Section, College of Earth and Mineral Sciences, The Pennsylvania State University.

Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. (2015). The trajectory of the Anthropocene : The Great Acceleration. *The Anthropocene Review, 2*(1), 81-98.

Stephens, C., & Ahern, M. (2001). *Worker and Community Health Impacts Related to Mining Operations Internationally - A Rapid Review of the Literature.* Mining, Minerals ans Sustainable Development (MMSD).

Stewart, A. (2020). Mining is bad for health: a voyage of discovery. *Environ Geochem Health*, 1153-1165.

Stratmann, T., Lins, L., Purser, A., Marcon, Y., Rodrigues, C. F., Ravara, A., . . . van Oevelen, D. (2018). Abyssal plain faunal carbon flows remain depressed 26 years after a simulated deep-sea mining disturbance. *Biogeosciences, 15*, 4131-4145.

Sumi, L., & Gestring, B. (2013). *Polluting the Future: How mining companies are contaminating our nation's waters in perpetuity.* Earthworks.

Sutterud, T., & Ulven, E. (2016, Septembe 14). Norway and Turkey vote against ban on dumping mining waste at sea. *The Guardian*. Récupéré sur https://www.theguardian.com/environment/2016/sep/14/norway-and-turkey-vote-against-ban-on-dumping-mining-waste-at-sea

SystExt. (2016). *Dynamine · État des lieux des conséquences graves de l'exploitation minière.*

SystExt. (2020, Mars 19). *Western Macedonia Lignite Centre : le charbon à tout prix.* Récupéré sur SystExt: https://www.systext.org/node/1588

SystExt. (2020a). *Dynamine · La voracité de la mine industrielle.*

SystExt. (2020b). *Dynamine · La mine, prédatrice et dangereuse.*

SystExt. (2020c). *PERM dit de "la Fabrié", commune de Fontrieu (81) - Analyse des risques associés à l'implantation d'un projet minier de tungstène.*

SystExt. (2021). *Cyanuration dans l'industrie aurifère - Enjeux techniques et principaux risques.*

Tardif-Drolet, M. (2018). *Encadrement législatif et réglementaire de la valoristaion des résidus miniers hors site au Québec.* Université de Montréal.

Tauli-Corpuz, V. (2017). Conflict, peace and the human rights of Indigenous Peoples. Dans Institute for the Study of Human Rights, *Indigenous Peoples' Rights and Unreported Struggles: Conflict and Peace* (pp. 1-19). Institute for the Study of Human Rights, Columbia University.

Taurine, B. (2018). *Avis au nom de la Commission des Affaires économiques sur le projet de loi des finances pour 2019.* Assemblée Nationale.

Taylor, G., Farrington, V., Woods, P., Ring, R., & Molloy, R. (2004). *Review of Environmental Impacts of the Acid In-situ Leach Uranium Mining Process.*

TENORM: Uranium Mining Residuals. (s.d.). Récupéré sur U.S. Environmental Protection Agency (US EPA): https://www.epa.gov/radiation/tenorm-uranium-mining-residuals

Terminski, B. (2013). Mining-Induced Displacement and Resettement: Social Problem and Human Rights Issue (A global perspective).

Tetzlaff, E., Eger, T., Pegoraro, A., Dorman, S., & Pakalnis, V. (2020). Analysis of Recommendations from Mining Incident Investigative Reports: A 50-Year Review. *Safety*, 1-14.

Thenepalli, T., Chilakala, R., Habte, L., Tuan, L., & Kim, C. (2019). A Brief Note on the Heap Leaching Technologies for the Recovery of Valuable Metals. *Sustainability, 11*(12), 1-10.

Thienpont, J., Korosi, J., Hargan, K., Williams, T., Eickmeyer, D., Kimpe, L., . . . Blais, J. (2016). Multi-trophic level response to extreme metal contamination from gold mining in a subarctic lake. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*(283).

Tremblay, G. (2001). The Canadian Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Initiative. *VI Southern hemisphere meeting on mineral technology*, (pp. 25-32). Rio de Janeiro.

Tremblay, G., & Hogan, C. (2016). Managing Orphaned and Abandoned Mines – A Canadian Perspective . *Dealing with Derelict Mines Summit.*

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2000). *Abandoned Mine Site Characterization and Cleanup Handbook.*

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2005). *Mountaintop Mining/Valley Fills in Appalachia - Final Programmatic Environmental Impact Statement.*

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2011). *The Effects Of Mountaintop Mines And Valley Fills On Aquatic Ecosystems Of The Central Appalachian Coalfields.*

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2015). *Fourth Five-Year Review Report for Summitville Mine.*

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (s.d.). *Ocean Dumping: International Treaties .* Récupéré sur U.S. Environmental Protection Agency (US EPA): https://www.epa.gov/ocean-dumping/ocean-dumping-international-treaties#LP

UICN. (2016). *WCC 2016 Res 053 - Protéger les milieux côtiers et marins contre les résidus miniers*. Récupéré sur https://portals.iucn.org/library/node/46470

UICN. (2021, Octobre 03). *WCC 2020 Res 121 - Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité.* Récupéré sur https://www.iucncongress2020.org/fr/motion/067

UICN. (s.d.). *Deep-sea mining.* Récupéré sur UICN: https://www.iucn.org/resources/issues-briefs/deep-sea-mining

Un projet de mine d'or responsable en Guyane. (s.d.). Consulté le Novembre 10, 2021, sur Compagnie minière Montagne d'Or: https://montagnedor.fr/montagne-dor-industrielle/un-projet-de-mine-dor-responsable-en-guyane/

Underground v.s. Surface Coal Mines: Is Deep Drilling Worth the Cost? (2020, Mai 17). *Mining Global*. Récupéré sur https://miningglobal.com/digital-mining/underground-vs-surface-coal-mines-deep-drilling-worth-cost

UNEP Global Mercury Partnership, & United Nations Environment Programme (UNEP). (2021). *Study report on mercury from non-ferrous metals mining and smelting - Note by the Secretariat - First draft - 22 April 2021.* Récupéré sur https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/35876

Unger, C. (2014, Juillet 23). What should we do with Australia's 50,000 abandoned mines? *The Conversation*. Récupéré sur https://theconversation.com/what-should-we-do-with-australias-50-000-abandoned-mines-18197

Usher, K., & Dover, I. (2018). Mining Innovation: Barriers and Imperatives. Dans M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice, *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age.* Taylor & Francis Group, LLC.

Utembe, W., Faustman, E. M., Matatiele, P., & Gulumian, M. (2015). Hazards identified and the need for health risk assessment in the South African mining industry. *Human and Experimental Toxicology, 34*(12), 1212-1221.

Valenta, R. K., Kemp, D., Owen, J. R., Corder, G. D., & Lèbre, E. (2019). Re-thinking complex orebodies: Consequences for the future world supply of copper. *Journal of Cleaner Production, 220*, 816-826.

Van Zyl, D., Sassoon, M., Digby, C., Fleury, A. M., & Kyeyune, S. (2002a). *Mining for the Future - Main report.* Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD).

Van Zyl, D., Sassoon, M., Digby, C., Fleury, A. M., & Kyeyune, S. (2002b). *Mining for the Future - Appendix A: Large Volume Waste Working Paper.* Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD).

Van Zyl, D., Sassoon, M., Digby, C., Fleury, A. M., & Kyeyune, S. (2002c). *Mining for the Future - Appendix H: Ok Tedi Riverine Disposal Case Study.* Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD).

Van Zyl, D., Sassoon, M., Digby, C., Fleury, A. M., & Kyeyune, S. (2002d). *Mining for the Future - Appendix J: Grasberg Riverine - Disposal Case Study.* Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD).

Vanreusel, A., Hilario, A., Ribeiro, P. A., Menot, L., & Arbizu, P. M. (2016). Threatened by mining, polymetallic nodules are required to preserve abyssal epifauna. *Scientific Reports, 6*, 1-6.

Vare, L. A., Baker, M. C., Howe, J. A., Levin, L. A., Neira, C., Ramirez-Llodra, E. Z., . . . Soto, E. H. (2018). Scientific Considerations for the Assessment and Management of Mine Tailings Disposal in the Deep Sea. *Frontiers in Marine Science, 5*, 1-14.

Veladero : une histoire sans fin. (2017, Juillet 7). *Equal Times*.

Vérificateur général du Québec. (2009). *Rapport du Vérificateur général du Québec à à l'Assemblée nationale pour l'année 2008-2009 - Chapitre 2 - Interventions gouvernementales dans le secteur minier.*

Vidal, O. (2018). Ressources minérales, progrès technologique et croissance. *Temporalités [En ligne], 28*.

Vidal, O. (2020). Impact de différents scénarios énergétiques sur les matières premières et leur disponibilité future. *Annale des Mines - Responsabilité et Environnement*(99), 19-23.

Vidal, O., Weihed, P., Hagelüken, C., Bol, D., Christmann, P., & Arndt, N. (2013). *ERA-MIN Research Agenda - Version 1.*

Vikulova, O. (2021, Mai 29). *A year after the Norilsk disaster, where are Russia's oil risks and what needs to be done?* Récupéré sur Greenpeace: https://www.greenpeace.org/international/story/47973/norilsk-oil-spill-disaster-russia-accident-risk-map/

Vogt, C. (2013). *International Assessment of Marine and Riverine Discharges of Mine Tailings - Study commissioned by the Office for the London Convention and Protocol and Ocean Affairs, IMO, in collaboration with the UNEP Global Programme of Action.*

Voiland, A. (2017, Juillet 12). A Manmade Volcano over Norilsk. *NASA Earth Observatory*.

Voss, K. A., & Bernhardt, E. S. (2017). Effects of mountaintop removal coal mining on the diversity and secondary productivity of Appalachian rivers. *Limnology and Oceanography, 62*, 1754-1770.

WALHI, Free West Papoua Campaign. (2006). *The Environmental Impacts of Freeport-Rio Tinto's Copper and Gold Mining Operation in Papua.*

WG MHRLA. (2014). *The impact of Canadian Mining in Latin America and Canada's Responsibility - Executive Summary of the Report submitted to the Inter-American Commission on Human Rights. Working Group on Mining and Human Rights in Latin America (WG MHRLA).*

When the ground comes tumbling down: Subsidence that accompanies block caving . (2020, Février 09). Récupéré sur Arizona Geology e-Magazine: https://blog.azgs.arizona.edu/blog/2020-02/when-ground-comes-tumbling-down-subsidence-accompanies-block-caving

Willaert, K. (2020). Crafting the perfect deep sea mining legislation: A patchwork of national laws. *Marine Policy, 119*.

Wills, B. A., & Finch, J. A. (2016). *Wills' Mineral Processing Technology: An Introduction to the Practical Aspects of Ore Treatment and Mineral Recovery.* Elsevier Ltd.

Willson-Naranjo, G., & Kanouse, K. (2016). *Kensington Gold Mine Tailings Treatment Facility Studies.* Alaska Department of Fish and Game.

Woessner, W. W., Andrews, C. B., & Osborne, T. J. (1979). The impacts of coal strip mining on the hydrogeologic system of the Northern Great Plains: Case study of potential impacts on the Northern Cheyenne Reservation. *Journal of Hydrology, 43*, 445-467.

Woods, P. (2019). An Overview of In Situ Leach Uranium Mining and Associated Remediation Issues. Dans P. Woods, & M. Fairclough, *IAEA 2019 UPC selected papers 2012-2015* (pp. 95-103). International Atomic Energy Agency (IAEA).

Worlanyo, A., & Jiangfeng, L. (2021). Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. *Journal of Environmental Management, 279*.

World Nuclear Association. (2020, Septembre 01). *In Situ Leach Mining of Uranium.* Récupéré sur https://www.world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/mining-of-uranium/in-situ-leach-mining-of-uranium.aspx

World Rainforest Movement (WRM). (2004). *Mining - Social and Environmental Impacts.*

Yacoub, C., Pérez-Foguet, A., Valderrama, C., & Miralles, N. (2014). Impacts on effluent contaminants from mine sites: risk assessment, fate, and distribution of pollution at basin scale. *Environmental Science and Pollution Research, 21*, 5960–5971.

Yeh, W. (2020, Août 03). Deep-sea minerals could meet the demands of battery supply chains – but should they? *Mining.com*. Récupéré sur https://www.mining.com/web/deep-sea-minerals-could-meet-the-demands-of-battery-supply-chains-but-should-they/

Zare, S., & Bruland, A. (2007). Progress of drill and blast tunnelling efficiency with relation to excavation time and costs. *Underground Space – the 4th Dimension of Metropolises*, 805-809.

Zarsky, L., & Stanley, L. (2011). *Searching for Gold in the Highlands of Guatemala: Economic Benefits and Environmental Risks of the Marlin Mine.* Global Development and Environment Institute, Tufts University.