

Université Abderrahmane Mira – Bejaia



Faculté de Technologie

DEPARTEMENT DE GENIE DES PROCEDES



SPECIALITE : GENIE DES PROCEDES DE L'ENVIRONNEMENT

Mémoire de Fin d'étude

Pour l'obtention du diplôme de master

Thème :

Les activités minières et leurs impacts sur
l'environnement

Présenté par :

AZZOUGUEN ZOUINA

Encadré par : Mr : AZZOUG MOUFOK

RESUME

L'industrie minière produit de grandes quantités de déchets et de stériles miniers. Le cycle minier ainsi que les opérations d'extraction et de traitement des minerais métalliques et leurs répercussions sur l'environnement sont décrits dans ce mémoire. La contamination des sols par des métaux et d'éléments traces métalliques, la génération de drainages miniers acides ainsi que les ruptures de barrages de rétentions sont considérés comme de graves problèmes environnementaux et sont mis au-devant. Dans ce mémoire nous nous sommes intéressés à l'évaluation de l'impact de l'exploitation minière en Algérie, pour évaluer la source et la répartition de la pollution. Un inventaire des différentes études menées dans plusieurs régions minières en Algérie a été dressé. Plusieurs options de traitements de drainages miniers acides notamment les traitements actifs et passifs et des techniques de remédiations des sols contaminés par les métaux lourds et les technologies de phytoremédiation sont présentées. Des perspectives et des approches de développement durable pour réduire et prévoir les impacts environnementaux liés à l'activité minière pour soutenir une démarche soucieuse de l'environnement sont aussi proposées.

SOMMAIRE

LISTE DES FIGURES	5
LISTE DES TABLEAUX	7
LISTE DES ABREVIATIONS	9
INTRODUCTION	1
Chap. 1. Généralités sur l'industrie minière	3
1.1. Les phases d'un projet minier.....	3
1.1.1. La phase d'exploration.....	3
1.1.2. La phase d'exploitation.....	4
1.1.3. Traitement des minerais.....	5
1.1.4. Fermeture de la Mine.....	6
1.2. Principaux gisements miniers exploités et évolution de la production mondiale.....	7
1.2.1. Le Charbon.....	7
1.2.2. Les phosphates	8
1.2.3. Le Fer et les métaux ferreux	8
1.2.4. Les métaux non ferreux	8
1.2.5. Les terres rares	9
1.2.6. L'uranium.....	9
1.3. Evolution de la consommation mondiale	11
Chap.2. Impacts Environnementaux et sociaux de l'activité minière	12
2.1. Impacts socio-économiques	12
2.2 Impacts sur l'Environnement.....	12
2.2.1. Impact sur le sol.....	13
2.2.2. Impacts sur l'eau	15
2.2.2.1 Problèmes des drainages miniers acides (DMA) : Processus de formation et caractéristiques physicochimiques.....	16
2.2.2.2 Problèmes de boues rouges	22
2.2.3. Impacts sur l'air	22
2.2.4. Impact sur la santé	25
2.2.4. Impacts sur la Biodiversité.....	26
Chap.3. Industrie minière en Algérie	30

3.1. Les ressources minières en Algérie et les principaux gisements.....	30
3.1.1. Gisements de fer	32
3.1.2. Gisements de Phosphates	32
3.1.3. Gisement d'or	32
3.1.3. Gisement de Marbre	32
3.1.3. Gisement de sel	33
3.1.4. Gisement de baryte	33
3.1.4. Gisement de Zinc-Plomb.....	33
3.2. Impact des activités minières sur l'environnement en Algérie	34
Chap.4. TECHNIQUES DE TRAITEMENT DES REJETS MINIERES	41
4.1. Traitements des DMA :	41
4.1.1. Traitements Passifs Chimiques ou Biochimiques.....	41
4.1.2. Traitement Actifs et procédés de valorisations	50
4.2. Traitement des sols	53
4.2.1. Les techniques physiques et Chimiques	53
4.3.2 Traitements Biologiques	58
CONCLUSION.....	66
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	66

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Illustration de quelques mines et gisements en exploitation (connaissancesdesenergies.org)	4
Figure 1.2 : Usine chinoise de traitement des minerais bruts (Image courtesy of North)	6
Figure 1.3 Revégétalisation d'une mine après fermeture (Revuelta, 2018)	7
Figure 1.4 Evolution de la production mondiale de métaux entre 1880-2013 (our word in data, 2020)	11
Figure 1.5 Evolution de la production mondiale de terres rares entre 1950-2020 (USGS, 2021).	12
Figure 2.1.Rivière impactée par les DMA à Rio tinto (Espagne).	17
Figure 2.2.Rupture du barrage de Fundao (Brésil) en 2015 : (A) image aérienne de la rupture du barrage, (B) image satellitaire montrant la coulée de boue le long de la rivière Doce, (C) Village englouti le long de la rivière, (D) déversement de la coulée de boue	19
Figure 2.3.Répartition des émissions de méthane provenant des activités d'extraction de charbon aux États-Unis en 2013 (U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 2015b). Les unités sont mesurées en MtCO ₂	24
Figure 2.4.Nombre de décès prématurés attribuables à une exposition aux particules fines, au dioxyde d'azote et à l'ozone dans l'UE-28 (2014)(air quality in europe 2017)	25
Figure 2.5.Energie nécessaire a la production de métal vierge (l'énergie des métaux /ecoinfo.cnrs.fr)	27
Figure 2.6.Energie nécessaire a la production de métal vierge entre 1000 MJ/Kg et 100000 MJ/kg (l'énergie des métaux /ecoinfo.cnrs.fr)	28
Figure 2.7..Energie nécessaire à la production de métal vierge supérieur à 100000 MJ/kg (l'énergie des métaux /ecoinfo.cnrs.fr)	28
Figure 3.1.Principaux gisements miniers en Algérie (ANAM,, 2020)	30
Figure 3.2.Localisation géographique des différents sites miniers ayant fait l'objet d'une étude d'impact : (1) mine de mercure Azzaba (Seklaoui, 2016), (2) mine de plomb zinc de Sidi Kamber (Issad et al., 2019, Charchar, 2020) , (3) mine de fer de Ouenza	35
Figure 3.3.Géo-localisation du site de Azzaba (google earth)	36
Figure 3.4.Variation saisonnière dans le processus du déchet (Seklaoui 2016)	37
Figure 4.1. Technologie de Zones Humides Australie (Langergraber et al., 2019)	44
Figure 4.2.Bioréacteur a compost (zone humide anaérobie) (Gusek, 2002)	45
Figure 4.3.Pilote de Bioréacteur de Bellekeno en construction en 2008 (à gauche) et après 5 ans (à	46

droite) (Alexco2012)

Figure 4.4.Schéma du procédé de précipitation séquentielle d'origine biologique (Tabac 2003)	51
Figure 4.5.Schéma de la solidification/stabilisation on site ou ex site (BRGM, 2019)	54
figure 4.6.principe de flottation (Velpen et Minguet 2004)	55
figure 4.7.schema de principe du lavage ex situ.(BRGM 2010)	56
figure 4.8.concentration en zinc (a), plomb (b) et fer (c) dans les quatre types de sols avant et après la phytoremediation (en mg /kg ms) (slim et al 2017)	63
figure 4.9.concentration en zinc (a), plomb (b) et fer (c) dans les quatre types de sols avant et après la phytoremediation en (mg/kg ms) (Slim et al 2017)	63

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Production mondiale de minerais depuis 2015 (Tonnes) et principaux pays producteurs (WMD, 2020 ; USGS, 2021).	9
Tableau 2.1. Concentrations de cuivre dans les sols de surface à proximité de mines et des fonderies (en mg /kg-1) (Dudka et al, 1997	13
Tableau 2.2. Concentrations de cadmium dans la de surface du sol à proximité des mines et des fonderies (mg/kg) (Dudka et al., 1997)	13
Tableau 2.3. Concentration de plomb dans les sols a proximité des mines de plomb/zinc (mg /kg) Dudka et al.,1997)	14
Tableau 2.4. Concentration de zinc a proximité des mines de plomb/zinc (en mg/kg-1) (Dudka et al.,1997)	14
Tableau 2.5. Concentration en éléments traces métalliques a la surface des sols a proximités des mines (mg/kg)(Dudka et al., 1997)	15
Tableau 2.6. Caractérisation de la qualité Du DMA de la rivière Tinto à proximité d'anciennes exploitations minières (Drelich 2012)	18
Tableau 2.7 résumés de l'historique de ruptures de barrages et les conséquences environnementales (Dong et al 2020)	20
Tableau 2.8. polluant rejetés par l'industrie minière et leurs impacts sur la santé humaine (adapté de Jain, Ravi 2010, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2005)	26
Tableau 2.9. Consommation énergétique moyenne nécessaire à la production de matières	29
Tableau 3.1. Exportations de produits minéraux de l'Algérie durant la période 1932-1934 (en tonnes) (l'industrie minière en algérie 1853-1966).	30
Tableau 3.2. Production des principaux minerais exploités en Algérie sur la période 2014-2019 (World Mining Data, 2021).	34
Tableau 3.3. Analyses des sols de la mine de Azzaba (Seklaoui et al., 2016)	38
Tableau 3.4. Résumé des valeurs moyennes de la physico-chimie des eaux souterraines peu profondes d'Azzaba (Alligui et Boutaleb, 2020)	38
Tableau 3.5. Résumés des analyses menés dans différentes régions minières (valeur en gras pour résultats de l'analyse des eaux en mg/l)	39
Tableau 4.1. Paramètres de DMA avant et après traitements (en gras) passifs pour certaines mines	43

de charbon et de métaux communs (Titchenell et Skousen, 1996 , Hedin et al 1994b ,Ziemkiewicz et al, 1996 , 2004)

Tableau 4.2.description du site (RECCORD 2004)	47
Tableau 4.3.Aperçus des systèmes passifs biologiques a grandes échelles (Ness et al 2014)	48
Tableau 4.4.Performance de quelques filières de traitement passif du DMA ferrifères au Quebec réalisées sur le terrain (RAKOTONIMARO 2017)	49
Tableau 4.5.Cas d'étude. Raffinerie de zinc de Budel (Pays-Bas) (Martinez et Cornella 2014)	52
Tableau 4.6.Valeurs limites ou normes de métaux acceptables pour certains pays (Lecompt, 1998)	53
Tableau 4.7.Resultats du procédé de solidification a Douglasville (BARRES , BRGM 1993)	54
Tableau 4.8.RESULTATS OBTENU APRES TRAITEMENTS EN USINE(BRGM2010)	56
Tableau 4.9.Resume des techniques physiques et chimiques de réhabilitations des sols pollues adapte de Roudier 2004 et Colombano 2010	57
Tableau 4.10.concentrations en polluant dans le sol avant et après traitement biologique anaérobie (VOGEL, 2001)	59
Tableau 4.11 Effet des métabolites microbiens sur la mobilité des métaux dans le sol	60
Tableau 4.12. caractéristiques des différentes techniques utilisées en phytoremediation (Braud 2010)	61
Tableau 4.13.nombre d'espèces hyper accumulatrices connues pour différents métaux et et familles les plus représentées (Bakeret al.2000; Brookset al.1998; Dubourguieret al.2001).	62
Tableau 4.14.Estimation de la durée de traitement pour réduire la concentration en pb d'un sol de 100 mg/kg de sol sec sur 30 cm de profondeur en fonction des caractéristiques de production et d'accumulation la plante (Bakeret al.2000).	64

LISTE DES ABREVIATIONS

- BPR** : Barriere Perméable Réactive
- CE** : Conductivité électrique/Electrical Conductivity
- COV** : Composés Organiques Volatils .
- DAC** : Drain anoxique calcaire/ Anoxie Limestone Drain
- DIIED** : International Institut for Environnement and Développement
- DMA** : Drainage Minier Acide
- DOC** : Drain oxique calcaire/Oxic Limestone Drain
- GAHP**: Global Alliance on Health and Pollution .
- IEA** : Agence International de l'énergie
- ITRC**: Irrigation Training & Research Center
- NOx** : Dioxyde de Soufre.
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé .
- SRB**: Bactéries sulfate réductrice.
- USEPA** : United States Environmental Protection Agency .
- As** : arsenic
- Cd** : cadmium
- Cr** : chrome
- Cu** : cuivre
- Fe** : fer
- Ge** : germanium
- Hg** : mercure
- In** : indium
- Ni** : nickel
- Pb** : plomb
- Po** : polonium
- S** : soufre
- Se** : sélénium
- Zn** : zinc

INTRODUCTION

INTRODUCTION

L'exploitation minière représente l'une des premières activités de l'humanité et a joué un rôle majeur dans le développement de la civilisation. En effet, historiquement l'exploitation des minerais apparaît dans un certain ordre chronologique qui a donné leur nom aux périodes où l'usage d'un certain type de métal était prédominant. Il y a eu ainsi l'âge du cuivre (-4600 à -2000), l'âge du bronze (mélange de cuivre et d'étain) (-2000 à -1000) et l'âge du fer (-1000). En parallèle à ces métaux largement utilisés, d'autres métaux sont aussi exploités depuis l'antiquité tels le Plomb, le Cadmium et le Mercure entre autres.

L'utilisation des minéraux a augmenté au cours des siècles à la fois en volume et en variété pour répondre aux exigences de la société. L'exploitation minière fournit les matières premières présentes dans pratiquement tous les produits et services à travers le monde. La répartition de ces ressources minérales dans la croûte terrestre est irrégulière, non seulement du point de vue des matières premières, mais aussi géographiquement. ;

L'exploitation de ces ressources minières et leur extraction ont contribué de manière significative à l'avancement de la civilisation humaine et aux économies nationales. Cependant, cette activité s'accompagne toujours d'une grave dégradation de l'environnement. En effet, l'activité minière peut altérer les milieux naturels par la transformation des paysages, la production de grandes quantités de déchets solides ainsi que des effluents liquides. Ceci peut constituer une atteinte à l'environnement et au cadre de vie des populations avoisinantes. (Callas, 2012).

Afin de pérenniser l'activité minière et de réduire son impact sur l'environnement, une grande prise de conscience a conduit à une législation plus stricte imposée par de nombreux pays. En effet, la plupart des industries minières modernes s'astreignent à une évaluation de l'impact environnemental avant le développement de toute nouvelle mine et un programme de gestion environnementale est souvent établi au préalable pour montrer comment la mine fonctionnera ainsi que des procédés de traitement de remise en état du site minier pour inscrire le projet minier dans un cadre de développement durable.

C'est dans ce contexte complexe que se situe notre présent mémoire de fin d'étude. Il se propose de faire une synthèse bibliographique sur les activités minières et leurs impacts sur

l'environnement. Le premier chapitre introductif présentera le contexte général de l'activité minière dans le monde. Il en présentera la production, la consommation mondiale et les différentes étapes de l'exploitation d'une mine, de son exploration à sa fermeture.

Le deuxième chapitre dressera les impacts environnementaux liés à l'activité minière sur les compartiments environnementaux e abordant notamment la problématique des drainages miniers acides et les catastrophes environnementales qui s'y rattachent. Le troisième chapitre quant à lui sera consacré à l'activité minière en Algérie en s'intéressant à la localisation des gisements, les principaux gisements exploités et la production nationale. Une petite synthèse des études disponibles sur l'impact des activités minières en Algérie est aussi présentée dans ce chapitre. Enfin, nous aborderons dans le dernier chapitre les différents procédés et techniques utilisés pour traiter les drainages miniers acides ainsi que pour réhabiliter les sols affectés par l'activité minière.

**CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR
L'INDUSTRIE MINIERE**

Chap. 1. Généralités sur l'industrie minière

1.1. Les phases d'un projet minier

L'industrie minière joue un rôle prépondérant dans l'économie mondiale en permettant la fourniture de matières premières industrielles, la contribution au produit intérieur brut et la création d'emplois (Golev et al., 2016). Cependant, la réussite et le développement d'un projet minier dépendent des types de métaux et de matériaux à extraire. Par conséquent, les compagnies minières doivent développer des processus d'explorations complexes et risqués et le temps entre la découverte d'un gisement minéral et la production minière est généralement long. Le cycle d'un projet minier comprend plusieurs étapes et activités, notamment : (1) l'exploration, (2) l'exploitation, (3) l'extraction et le traitement et (4) le déclassement et la fermeture de la mine (Durucan et al., 2006).

1.1.1. La phase d'exploration

L'exploration ou la prospection est la première étape d'un cycle minier, elle intègre différentes activités pluridisciplinaires et elle peut être classée par étapes conçus spécifiquement pour atteindre un but précis. C'est une étape délicate car même après la découverte d'un gisement minéral, la probabilité pour que la mine devienne économiquement exploitable est d'une chance sur mille (Steven, 2010). Cette étape comprend :

- La reconnaissance pour identifier l'existence d'un potentiel minéral et évaluer les ressources par l'acquisition de données géophysiques (imagerie satellites et photographie aérienne pour pouvoir planifier des campagnes de cartographie régionale ou d'échantillonnage des sols (Revuelta, 2018)
- L'évaluation comporte une étape technique où on estime la quantité ou/et la qualité des minéraux ou des métaux à partir de données analytiques calculés grâce aux analyses et sondages fait précédemment pour certaines parties du gisement ou bien la totalité, la seconde étape est économique où on évalue le coût de production, la redevance des impôt..etc.

1.1.2. La phase d'exploitation

Afin de comprendre l'impact de l'industrie minière sur l'environnement, il est avant tout nécessaire de bien comprendre les étapes des processus impliqués dans l'exploitation. Une fois que l'exploration et l'évaluation économique ont prouvé que le gisement minier est rentable, l'exploitation peut commencer.

L'exploitation est le processus d'excavation et de récupération de minerai pour ensuite valoriser le métal. Les critères de sélection de la méthode minière à adopter se basent sur des facteurs tels que la profondeur du gisement, sa géométrie, son contexte géologique et géomorphologique, son empreinte au sol et les coûts d'extraction (Matheus, 2018). L'exploitation des gisements peut s'effectuer en surface comme elle peut être souterraine (figure 1.1)



Figure 1.1 Illustration de quelques mines et gisements en exploitation
(connaissancesdesenergies.org)

L'exploitation à ciel ouvert ou open pit est la méthode privilégiée qui requière généralement des engins de chantier aux gabarits « hors normes » (pelles hydrauliques, dumper, chargeuses de fort gabarit). C'est ainsi que de plus en plus de mines sont exploitées à ciel ouvert en raison

des progrès réalisés sur ce type de matériels et de leur capacité de chargement, qui permettent d'abaisser les coûts d'exploitation de ces mines (Matheus, 2018). Toute exploitation à ciel ouvert comprend les étapes de travail suivantes :

- Le Décapage : il s'agit de retirer les terrains situés en surface pour mettre à nu les niveaux à exploiter.
- L'Abattage : abattage à l'explosif
- La Purge : il s'agit de sécuriser le site après les tirs afin de faciliter les étapes suivantes
- Le Chargement (simple ou avec transport combiné) : il s'agit de déblayer la zone de tir des roches abattues.
- Le Transport : il s'agit de transporter les diverses roches déblayées vers la zone de traitement. Il peut se faire directement par les pelles (distance de transport très faible) ou sur de très longues distances via des voies de chemins de fer. L'exploitation minière souterraine quant à elle consiste à creuser des puits d'accès ou des rampes pour atteindre et extraire le gisement minéral. Ce type d'exploitation fait appel à des explosifs pour casser les roches. Les roches ainsi concassées sont chargées et transporter hors de la mine.

1.1.3. Traitement des minerais

Après l'exploitation et l'extraction des roches, vient le traitement ou la séparation, car même à des concentrations intéressantes, les minerais ont rarement une pureté suffisante pour pouvoir être directement transformés en métaux.

La concentration de minéraux de valeur dans les matériaux issus de la mine est également connue sous le nom de processus d'enrichissement ou de concentration dans le but est de réduire l'encombrement du matériau en utilisant des méthodes physiques bon marché et à faible consommation d'énergie pour extraire les minéraux précieux des stériles., Ainsi, plus le matériau est lourd, plus le coût du transport est élevé (Revuelta, 2018).

Le passage de la mine au métal peut se décomposer en deux grandes étapes :

- La Minéralurgie : Elle regroupe un ensemble de techniques de traitement physiques et physico-chimiques ayant pour objet d'obtenir des produits ayant une valeur commerciale et transformables par la métallurgie.
- La Métallurgie : Elle regroupe quant à elle l'ensemble des procédés et techniques d'extraction, d'élaboration, de mise en forme et de traitement des métaux et de leurs alliages à partir du minerai concentré, et cela par deux techniques : la pyrometallurgie (séparation des métaux par voie thermique ; grillage et oxydation) et l'hydrometallurgie (récupération qui consiste à mettre en solution les différents métaux contenus dans un minerai ou un concentré afin de les séparer pour les valoriser).

Le traitement du minerai s'effectue dans une usine de traitement dédiée qui peut être localisée sur le site même de la mine ou bien totalement délocalisée du site d'exploitation (Figure 1.2).



Figure 1.2 : Usine chinoise de traitement des minerais bruts (Image courtesy of North)

1.1.4. Fermeture de la Mine

La fermeture d'une mine commence lorsque les ressources minérales sont épuisées ou les opérations ne sont plus rentables. Les plans de fermeture des mines sont exigés par la plupart

des réglementations et agences dans le monde avant qu'un permis minier ne soit accordé (l'analyse environnementale commence dès les premières étapes de l'exploration). La remise en état, qui se produit tout au long du processus minier implique le terrassement et la restauration du site, y compris la revégétalisation (Figure 1.3). L'objectif de la remise en état doit toujours être de remettre le site dans un état qui correspond aux conditions de préminage. Une étude des effets d'un projet minier se fera en dressant une évaluation d'impact environnemental (EIE) il existe quatre objectifs de fermeture universels et fondamentaux. Le paysage post-fermeture doit être physiquement stable, chimiquement stable, raisonnablement sûr et sain pour les humains, la faune, l'environnement et l'écosystème (Revuelta 2018)..



Figure 1.3 **Revégétalisation d'une mine après fermeture (Revuelta, 2018)**

1.2.Principaux gisements miniers exploités et évolution de la production mondiale

1.2.1. Le Charbon

Les gisements de charbon se situent sous terre et sous les planchers continentaux des océans. Il est composé d'hydrogène, de soufre, d'oxygène et surtout de carbone. Selon la teneur en carbone, la profondeur et la température du gisement, il en existe plusieurs catégories : le lignite est composé de 50% à 60% de carbone, les sous-bitumineux sont constitués entre 60% et 70% de carbone. La production mondiale de charbon a atteint 7 953 Mt (millions de tonnes) en 2019 (Agence International de l'énergie, IEA, 2020). Le charbon est le combustible fossile le plus utilisé dans le monde pour la production d'électricité, de nombreux pays l'utilise encore comme source d'énergie principale (chine , Afrique du sud)..

1.2.2. Les phosphates

Le phosphate est un terme général qui décrit les assemblages minéraux naturels contenant une concentration élevée de minéraux phosphatés (sels de phosphate, sels riches en P_2O_5). Il est utilisé à 90% sous forme d'engrais et le reste comme apport phosphoré dans la nourriture animale ou dans l'industrie alimentaire comme agent de conservation et aussi dans la métallurgie et dans le traitement de l'eau. La production mondiale de roches phosphatées a atteint 223 millions de tonnes en 2020 (Phosphate Rock Statistics and Information, USGS, 2021)

1.2.3. Le Fer et les métaux ferreux

Le minerai de fer est une roche contenant du fer, généralement sous la forme d'oxydes, comme l'hématite. Il est aussi habituellement composé d'oxydes et de carbonates de fer. Ses formes minérales les plus importantes sont la magnétite (Fe_3O_4 , 72,4 % de fer métallique), l'hématite (Fe_2O_3 , 69,9 % de fer métallique) et la sidérite ($FeCO_3$, 48,29 % de fer métallique). (Boyd et Miron 2006). Les métaux ferreux sont à forte teneur en fer, ce qui inclut tous les types d'acier. Le fer est le métal le plus utilisé et représente 95% de production mondiale de métaux ferreux, il est utilisé le plus souvent en tant qu'alliage pour améliorer les propriétés de l'acier pour la fabrication de tous types de constructions métalliques, de machines et de véhicules, certains métaux ferreux comme le molybdène, le cobalt et le chrome sont utilisés dans l'industrie comme pigment dans les peintures et dans certaines parties d'avion et de missiles, dans la production de batteries (Réf). La production mondiale de fer et ses alliages en 2018 est estimée à 560 595 082 tonnes (WMD, 2020)

1.2.4. Les métaux non ferreux

Ces métaux incluent tous les métaux et les alliages qui ne contiennent pas de fer et ceux-là comprennent l'aluminium, le cuivre, le plomb, le magnésium, le nickel, l'étain et le zinc et les métaux précieux. Ils trouvent leurs utilisations dans de nombreux domaines, comme dans la sidérurgie, la plomberie, le cosmétique et l'industrie pharmaceutique. Près de 55 millions de tonnes de métaux non ferreux sont produites en 2018 (WMD, 2020).

1.2.5. Les terres rares

Ils ne sont en fait pas si rares que ça mais leur extraction est complexe et difficile. Ils comprennent le scandium, l'yttrium, le lanthane et les 14 éléments (lanthanides) suivant le lanthane dans le tableau périodique. Ils sont indispensables dans la fabrication de nouvelles technologies ; ils sont utilisés comme composants dans les batteries de véhicules électriques et hybrides, dans les écrans plats, les panneaux photovoltaïques, la technologie d'aimant permanent pour la miniaturisation des moteurs et les éoliennes offshore et même dans la fabrication de systèmes radars dans l'industrie de la défense. Près de 240 000 tonnes terres rares sont produites en 2020 (USGS,, 2021).

1.2.6. L'uranium

L'uranium dans la nature se présente sous deux valences : une forme réduite (4+) et une forme oxydée (6+). Il est relativement répandu dans l'écorce terrestre, que ce soit dans les terrains granitiques ou sédimentaires. Les minéraux qui entrent dans la composition du minerai d'uranium sont extrêmement nombreux. L'uranium s'associe à de nombreux autres éléments dont les plus importants sont les phosphates, vanadates, silicates, arsénates, molybdates... etc (Roux et Poty 1998). . Ils est extraits soit par décapage dans les mines à ciel ouvert, dans les mines souterraines ou par lixiviation in situ. L'uranium est principalement utilisé comme combustible nucléaire, dans l'industrie militaire (armement), dans l'aviation et dans la radioactivité médicale médecine (radiothérapie, imagerie (Roux et Poty 1998).. Au total, plus de 65 000 tonnes d'uranium ont été produites en 2018 (WMD, 2020).

Les quantités de minerais produites mondialement ces dernières années et les principaux pays producteurs sont résumées dans ce tableau suivant (Tableau 1.1)

Tableau 2.1 Production mondiale de minerais depuis 2015 (Tonnes) et principaux pays producteurs (WMD, 2020 ; USGS, 2021).

Métaux et Minéraux	2015	2016	2017	2018	Principaux pays producteurs
Fer et Métaux Ferreux					
Fer	1 572 711 479	1 576 687 576	1 620 298 164	1 514 832 293	Australie , Brésil , Chine
Chrome	13 246 341	12 846 719	14 250 688	15 290 414	Chine , Afrique du sud , Kazakhstan
Cobalt	145 801	130 271	136 572	156 483	Congo , Canada , Russie
Magnésium	16 115 424	14 748 565	18 909 549	20 180 281	Afrique du sud ,Australie , Chine
Molybdène	287 226	263 256	285 378	270 147	Etas Unis
Nickel	2 062 138	1 938 492	2 139 820	2 256 243	Indonésie , Philippine , NouvelleCalédonie
Titanium	6 570 200	6 657 820	7 014 320	7 351 855	Australie , Chine , Norvège
Tungstène	88 016	86 701	86 361	81 386	Chine , Russie
Métaux Non Ferreux					
Aluminium	57 901 663	58 612 250	61 229 556	63 237 623	Chine , Inde , Russie
Antimoine	149 878	155 215	150 420	140 704	Chine , Russie , Bolivie
Arsenic	37 260	58 917	58 917	52 737	Chine , Maroc , Russie
Cuivre	19 353 809	20 514 186	20 087 220	20 474 372	Chili , Pérou , Chine
Plomb	5 017 075	4 731 704	4 642 192	4 640 740	Chine , Australie , Pérou

Mercure	3 395	4 094	2 396	2 814	Chili, Iran , Etas Unis
Zinc	13 420 071	12 444 099	12 379 787	12 643 000	Chine , Perou
Terres rares	124 467	128 976	129 097	163 869	Chine , Australie , Etat unis
Uranium	57 901 663	58 612 250	61 229 556	63 237 623	Kazakhstan , Canada , Australie
Charbon	7 581 782 830	7 114 279 318	7 347 600 573	7 632 293 763	Chine , Etas unis , Inde
Métaux Précieux					
Or	3 120 326	3 257 955	3 337 532	3 367 607	Chine, Australie Russie
Argent	28 020 395	27 952 977	26 794 050	27 698 787	Mexique , Pérou , Chine

1.3.Evolution de la consommation mondiale

Ces dernières années, le développement industriel, la poussée économique des puissances émergentes (Chine en particulier) a provoqué une croissance sans précédent de la demande en minerais, notamment les métaux (Figure 1.4 et 1.5). En effet, le développement d'infrastructures, l'urbanisation, le tissu industriel, tire la demande en métaux ferreux et non ferreux, tandis que l'aéronautique, les énergies renouvelables et les technologies numériques tirent la demande des métaux « high tech » comme le lithium, le cobalt, l'indium, le gallium, le germanium, le tantale, le titane, les terres rares (USGS, 2021).

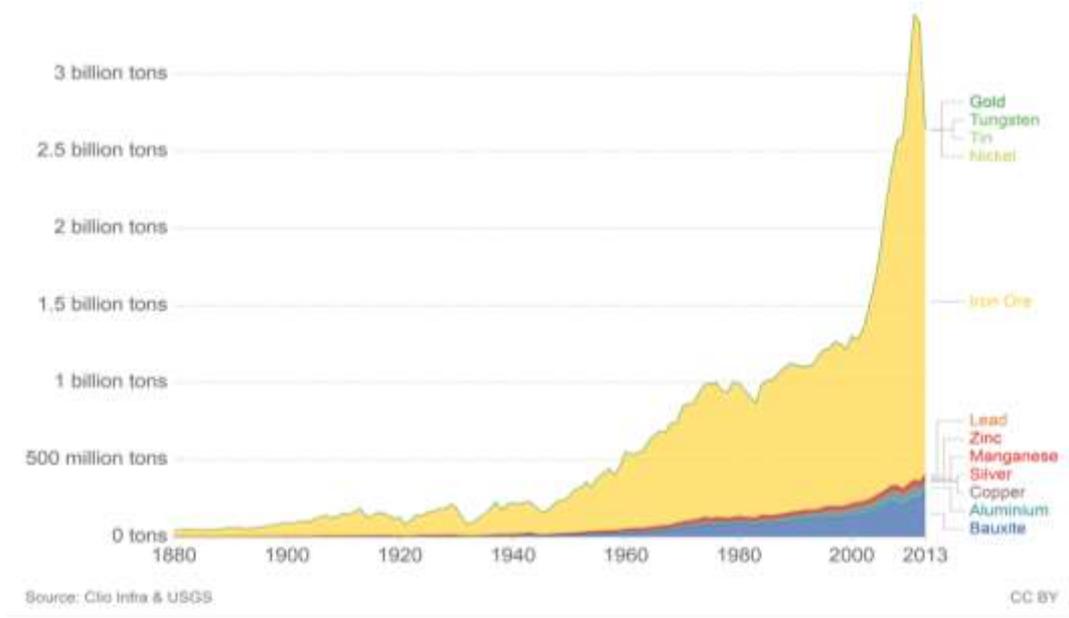


Figure 1.4 Evolution de la production mondiale de métaux entre 1880-2013 (our word in data, 2020)

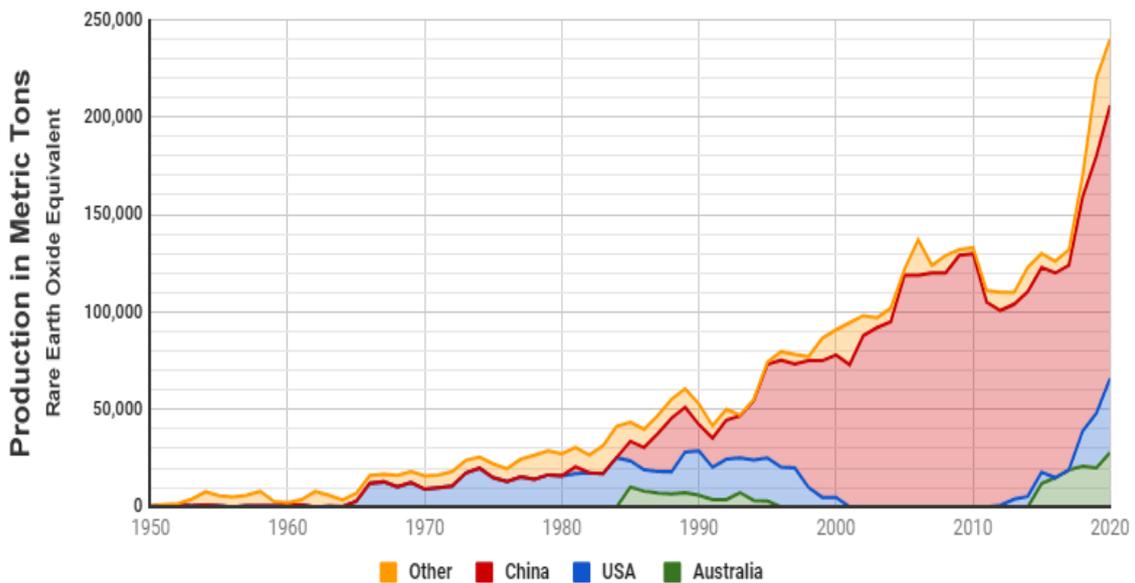


Figure 1.5 Evolution de la production mondiale de terres rares entre 1950-2020 (USGS, 2021).

**CHAPITRE 2 : IMPACTS
ENVIRONNEMENTAUX ET SOCIAUX DE
L'ACTIVITE MINIERE**

Chap.2. Impacts Environnementaux et sociaux de l'activité minière

2.1. Impacts socio-économiques

La croissance démographique et l'urbanisation sont des facteurs importants qui ont et continueront à augmenter la demande de matières premières minérales et par conséquent augmenter l'exploitation minière. Elle est pourvoyeuse d'emplois, elle génère des bénéfices et des retombées économiques locales. Selon le Conseil international des mines et des Métaux, l'exploitation minière a un impact sur les communautés ; cet impact peut être positif : en catalysant le développement social et économique, en améliorant la vie des gens, toutefois, il risque d'être négatif si une entreprise agit de manière inconsidérée. Les différences de pouvoir peuvent laisser un sentiment d'impuissance lorsque les collectivités affrontent le potentiel de changement imposé par de grandes et puissantes entreprises minières, et les problèmes deviennent plus aigus là où le gouvernement central ne répond pas au droit de la communauté locale. Veiller à ce que les mécanismes soient en place pour permettre aux communautés locales de jouer un rôle efficace dans la prise de décision est l'un des plus grands défis de l'exploitation minière pour contribuer au développement durable au niveau local. Elle doit inclure aux communautés concernées le droit de contrôler et d'utiliser des terres; le droit d'accès à l'eau potable, à un environnement sûr et à des moyens d'existence; le droit d'être protégés de l'intimidation et de la violence; et le droit d'être équitablement indemnisés pour les pertes subies (IEED, 2002).

2.2 Impacts sur l'Environnement

L'impact de l'exploitation minière dépend de nombreux facteurs, en particulier le type d'exploitation minière et la taille de l'exploitation (Bell et Donnelly 2006). Cela peut signifier que la terre est perturbée, que la topographie est modifiée et que les conditions hydrogéologiques sont affectées négativement. Cinq principaux domaines de préoccupation environnementale ont été sélectionnés relativement à l'exploitation minière et au traitement des minéraux et sont étroitement liés les uns les autres ; la qualité de l'air, la qualité/ quantité de l'eau, l'impact sur le sol et sur la biodiversité et l'impact sur la santé.

2.2.1. Impact sur le sol

La contamination des sols est un problème permanent qui affecte les mines en activité et peut persister longtemps après l'assainissement de la mine. La défaillance ou la fuite des bassins de résidus et l'érosion ou la mauvaise gestion des tas de déchets peuvent contaminer de vastes étendus de terres s'ils ne sont pas correctement gérés. Par conséquent, les sols à proximité des mines et des fonderies contiennent des niveaux élevés en éléments traces métalliques comme le montrent les **tableaux 2.1 ; 2.2, 2.3 et 2.4, 2.5** et peuvent affecter négativement les cultures qui y poussent. .

Tableau 2.1. Concentrations de cuivre dans les sols de surface à proximité de mines et des fonderies (en mg /kg-1) (Dudka et al, 1997)

Fourchette de concentration	Moyenne	Source de contamination
11-1890	116.0	Fonderie et mine de Ni-Cu
60-3 700	/	Fonderie et mine de Ni-Cu
76-9 700	/	Fonderie et mine de Ni-Cu
48 -15 000	/	Fonderie de Cu
30-3 280	460.5	Fonderie de Cu
40-1989	/	Fonderie de Zn
24-9618	/	Fonderie de Cu
Niveau normal de Cu dans le sol : 2-20		

Tableau 2.2. Concentrations de cadmium dans la de surface du sol à proximité des mines et des fonderies (mg/kg) (Dudka et al., 1997)

Fourchette de concentrations	Moyenne	Source de contamination
24-440	159	Fonderie et mine de Zn-Pb
1.0-3.9	1.8	Vielle mine
0.4-540	6.1	Vielle mine
1.2-94	18	Vielle mine
0.3- 102	2.5	Fonderie et mine de Zn-Pb
0.1-10	4.7	Fonderie et mine de Ni-Cu
0.4-132	3.2	Mine et Fonderie
1.8-9.2	3.9	Fonderie et mine de Zn-Pb

11.4-1781	/	Fonderie de Zn
3.4-750	/	Fonderie de Zn
5-14	1.1	Fonderie de Cu
0.02-10.9	12	Fonderie et mine de Zn-Pb
Niveau normal de Cd dans le sol : 0.1-1		

Tableau 2.3. Concentration de plomb dans les sols a proximité des mines de plomb/zinc (mg /kg) Dudka et al.,1997)

Fourchette de concentrations	Moyenne	Source de contamination
6-7100	160	Fonderie et mine de Zn-Pb
8-710	85	Fonderie de Pb-Cu -Bi
49-371	150	Fonderie et mine de Zn-Pb-Ag-Cu
30-18 400	218.6	Fonderie de Cu
28- 4 226	/	Fonderie de Cu
4-8 200	102	Fonderie de Zn-Pb
475-7 800	3 829	Fonderie et mine de Zn-Pb
280-448	/	Fonderie et mine de Zn-Pb
38-14 910	1 759	Mine de Pb
190-3 000	/	Vielle mine
189-14 000	/	Fonderie de Zn
92-2 580	862	Fonderie et mine de Zn-Pb
Niveau normal de Pb dans le sol : 5-30		

Tableau 2.4. Concentration de zinc a proximité des mines de plomb/zinc (en mg/kg-1) (Dudka et al.,1997)

Fourchette de concentrations	Moyenne	Source de contamination
11-10 500	205	Fonderie et mine de Zn-Pb
49-554	/	Fonderie de Cu
238-472	349	Fonderie et mine de Zn-Pb
7-910	14 970	Fonderie de Cu

20 40 - 50 000	728	mine de Zn-Pb
10-49 390	96	Mine de Zn-Pb
11-641	/	mine de Pb
400-4 245	/	Fonderie de Zn
1340-180 000	1 050	Fonderie de Zn-Pb-
180-3 500	/	Fonderie de Cu
430-1 370	/	Fonderie de Zn
110-60 700	554	Fonderie et mine de Zn-Pb-Ag-Cu
Niveau normal de Zn dans le sol : 15-100		

Tableau 2.5. Concentration en éléments traces métalliques a la surface des sols a proximités des mines (mg/kg)(Dudka et al., 1997)

Eléments	Fourchette	Moyenne	Niveau Normal	Source de contamination
As	0.3-145	10.2	1-15	Fonderie de Cu
Bi	0.4--12	4.2	0.3	Fonderie de Cu-Pb-Bi
Cr	30-4560	/	4-80	Fonderie Cr
Co	30-4560	5.8	0.01-0.5	Fonderie de Cu
Hg	0.01-15.1	0.9	0.02-0.08	Fonderie de Cu
In	0.02-1.9	105	2-30	Mine de Zn-Pb
Ni	5-2150	/		Fonderie et mine de Ni-Cu
Sb	0.6-37	3.2	0.4	Fonderie de Cu-Pb-Bi

2.2.2. Impacts sur l'eau

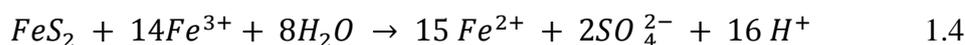
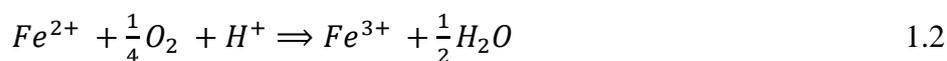
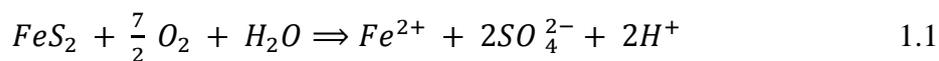
La qualité de l'eau est vulnérable aux activités minières en raison de toutes les interconnexions naturelles des ressources en eau (eau de surface et eau souterraine). En effet, les exploitations minières recourent assez souvent au pompage des nappes phréatiques et au détournement des cours d'eau et la perturbation des réseaux hydrographiques (Bell et Donnelly 2006). De plus, l'essor de l'industrie minière engendre une augmentation de la

consommation en eau, notamment lors des phases d'extraction et de traitement des minerais. Les estimations mondiales de l'utilisation de l'eau par l'industrie minière vont de 7 à 9 milliards de m³ par an (Global Water Intelligence, 2011). Ceci s'accompagne le plus souvent de nombreuses nuisances sur le milieu naturel à travers le déversement de substances toxiques et les drainages miniers acides (DMA) (Jain et al 2010)

2.2.2.1 Problèmes des drainages miniers acides (DMA) : Processus de formation et caractéristiques physicochimiques

L'un des plus importants problèmes associés aux mines est la production d'effluents acides (drainage minier acide, DMA). Ces effluents contiennent de fortes concentrations de métaux et métalloïdes. Ils proviennent de l'oxydation des sulfures présents dans les résidus miniers au contact de l'eau et de l'oxygène (Kocaman et al., 2016). Cette oxydation est catalysée par des bactéries qui oxydent les métaux et le soufre. Les principaux minéraux sulfurés pouvant générer les DMA sont la pyrite (FeS₂), la chalcopirite (CuFeS₂), la chalcocite (Cu₂S), la galène (PbS), la millerite (NiS), la sphalérite (ZnS), l'arsenopyrite (FeAsS) et le cinabre (HgS) (USEPA, 1994).

A titre d'exemple, le processus chimique illustrant la décomposition de la pyrite est bien connu, consistant en les étapes suivantes (Aubertin et al ., 2002).



Les protons générés lors de la formation d'DMA sont responsables de leur acidité élevée. Le Fe³⁺ et ses hydroxydes (Fe(OH)₃) génèrent la couleur brun rougeâtre des DMA (**Figure 2.1**). (Mungazi et Gwenzi, 2019).



Figure 2.1. Rivière impactée par les DMA à Rio tinto (Espagne).

Les conditions de pH très acides sont également responsables de la libération d'autres contaminants tels que les métaux, les métalloïdes, les radionucléides et les éléments des terres rares. Les interactions géochimiques, biologiques et hydrologiques sont des facteurs affectant le taux de formation des DMA. Ainsi, la météo locale peut jouer un rôle clé dans leurs formation (Jan et Ravis, 2018). Malheureusement, les DMA constituent un problème environnemental mondial, qui a été largement signalé dans plusieurs pays à travers tous les continents (Mungazi et Gwenz, 2019). En outre, ce problème a été signalé dans des opérations minières souterraines et à ciel ouvert, des décharges de stériles et des résidus miniers (Gwenz et al., 2017 ; Ochieng et al., 2010 ; Mungazi et Gwenz, 2019). De plus, les DMA ont été détectés dans tous les types d'opérations minières, notamment l'extraction de charbon, d'or et d'uranium, entre autres (Casagrande et al., 2020).

En raison de leur acidité et de leur teneur élevée en métaux et métalloïdes (**tableau 2.6**), une mauvaise gestion de ces DMA peut constituer une menace pour l'environnement et la santé humaine (Liao et al., 2016). Certains de ces impacts comprennent la pollution des sols, y compris celle des sols agricoles (Liao et al., 2016), la pollution des eaux de surface et souterraines (Ochieng et al., 2010 ; Wright et al., 2018) et la perturbation du fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Leppänen et al., 2017).

Tableau 2.6. Caractérisation de la qualité Du DMA de la rivière Tinto à proximité d'anciennes exploitations minières (Drelich 2012)

Métaux	Concentrations (mg/l)
pH	2.57
C.E (microS /cm)	3208
As	0.295
Cd	0.528
Cu	19.12
Fe	324.5
Mn	16.17
Ni	0.277
Pb	0.078
Zn	21.7
SO4	2118

Pour prévenir les impacts des DMA, les résidus miniers issus de la valorisation, du traitement et du lavage des minerais sont stockés dans des ouvrages appelés barrages ou digues de rétention des résidus miniers. Il en existe plus de vingt milles à travers le monde (Dong et al., 2020). Cependant, la rupture de ces ouvrages est l'un des phénomènes de les plus destructeurs, tant sur le plan du nombre de victimes que sur celui de l'impact environnemental (Rodrigues et al., 2016). En effet, en novembre 2015, le Brésil a connu sa pire catastrophe écologique lorsqu'un barrage d'une mine de fer (barrage de Fundão) a cédé dans la municipalité de Mariana, libérant des déchets de résidus riches en métaux à des concentrations qui mettent en danger la santé humaine et celle des écosystèmes. Cette rupture une rupture a déversé 55 à 62 millions de m³ de résidus de minerai de fer directement dans le bassin versant de la rivière Doce (Rodriguès et al., 2016) (**Figure 2.2**).

Le volume de résidus rejetés par le barrage de Fundão représente l'une des plus grandes ruptures de barrage de résidus dans l'histoire moderne. Le torrent de boue a englouti des villages, déplaçant toute sa population (600 personnes) et tuant au moins 19 personnes

(Rodriguès et al., 2016 ; Dong et al., 2020). La boue de la mine a rempli les réseaux hydrologiques le long de 663,2 km de la rivière Doce avant d'atteindre son estuaire (Figure 2.2 B et D). Cette rupture de barrage peut être considérée comme l'une des pires de l'histoire compte tenu de l'ampleur des problèmes socio-économiques. et les dommages environnementaux. Les estimations de coûts actuelles pour la restauration des écosystèmes menacés de la forêt tropicale atlantique brésilienne sont d'environ 20 milliards de dollars (Rodriguès et al., 2016).



Figure 2.2. Rupture du barrage de Fundao (Brésil) en 2015 : (A) image aérienne de la rupture du barrage, (B) image satellitaire montrant la coulée de boue le long de la rivière Doce, (C) Village englouti le long de la rivière, (D) déversement de la coulée de boue

Malheureusement, cette catastrophe de Mariana est loin d'être la seule survenue à travers l'histoire. En effet, en dénombre depuis le début du vingtième siècle plus de cent trente cas de rupture ayant causé beaucoup de victimes et/ou des pollutions importantes voire majeures (**Tableau 2.7**). Plus de cinquante cas de rupture sont recensés depuis le début du vingt et unième siècle (Dong et al., 2020).

Tableau 2.7 résumés de l'historique de ruptures de barrages et les conséquences environnementales (Dong et al 2020)

Catastrophe	Conséquences
1928 Barrage de résidus de Barahana, Chili	54 personnes sont mortes et plus de 4 millions de tonnes de résidus ont été libérés
1933 Barrage de résidus de Powell Soda Factory, East Debel	Libération de centaines de millions de mètres cubes de résidus, provoquant une grave pollution
1961 Barrage à résidus de Jupille, Belgique	11 personnes sont mortes et 300 000 tonnes de résidus ont été libérés
1962 Barrage de résidus Huogudu, Yunnan, Chine	174 personnes sont mortes et 92 ont été blessées
1965 Ancien barrage à résidus de cobre EI, Chili	210 personnes sont mortes et plus de 2 millions de tonnes de résidus ont été libérés
1966 Barrage de résidus miniers de gypse, Texas	Libération de 200 000 tonnes de résidus, l'environnement écologique a été gravement pollué
1970 Barrage de résidus miniers de cuivre, Zambie	100 personnes sont mortes
1971 Barrage de résidus miniers de la mine de phosphate, Floride	Libération de 800 000 tonnes de résidus, l'environnement a été pollué
1972 Bassin de résidus de Buffalo Creek, Virginie	125 personnes sont mortes, 550 000 tonnes de résidus libérés et 4 000 personnes se sont retrouvées sans abri
1974 Bafokeng barrage à résidus, Afrique du Sud	12 personnes sont mortes et plus de 30 millions de tonnes de résidus ont été libérés

1976 Mine de Zletovo Barrage à stériles n°4, Yougoslave	Libération de 300 000 m ³ de stériles, l'environnement écologique a été gravement pollué
1978 Barrage de résidus d'or de Corsyn Consolidated Mines, Zimbabwe	1 personne est morte et 30 000 tonnes de résidus ont été libérés
1978 Barrage à résidus de Mochikoshi, Japon	Lâcher 140 000 tonnes de résidus, l'environnement a été pollué
2007 Barrage à résidus de Baoshan, Xinzhou, Shanxi, Chine	pertes économiques directes de 45 millions de yuans
2007 Dingyang n°5 barrage à résidus, Haicheng, Liaoning, Chine	15 personnes sont mortes, 2 ont été blessées et 38 sont portées disparues
2008 Barrage de résidus de la Xinta Mining Company, Shanxi	277 personnes sont mortes et 200 000 m ³ de résidus libérés
2009 Barrage à résidus de Karamken, Russie	1 personne est morte, 1 million de m ³ de résidus ont été libérés et 11 maisons détruites
2010 MAL Magyar Digue à résidus d'aluminium, Hongrois .	10 personnes sont mortes et 120 ont été blessées
2010 Barrage de résidus miniers d'étain de Xinyi Yinyan, Guangdong, Chine	Au moins 22 personnes ont été tuées ou portées disparues
2013 Barrage à résidus de Jianping Jinyuan, Liaoning, Chine	12 maisons emportées
2014 Barrage de résidus miniers de la mine d'or et de cuivre Mount Polley, Canada	Libération de 25 millions de m ³ de résidus miniers, l'environnement écologique a été gravement pollué
2019 Mine de fer de Vale Barrage de résidus, Brésil	247 personnes sont décédées et 23 ont disparu à l'heure actuelle

2.2.2.2 Problèmes de boues rouges

La boue rouge est un produit du procédé Bayer lors de la production d'alumine (Hairi et al., 2015). Elles sont principalement mises en décharge en bassin d'évaporation. L'analyse chimique a révélé qu'elle contient de la silice, du fer, du calcium, du titane et de l'aluminium, et a des concentrations minimales d'éléments tels que le sodium, le potassium, le chrome, le nickel, le zinc, le cuivre, etc (Zia-ur-Rehman et all 2019). Les préoccupations environnementales causées par l'élimination de la boue rouge sont liées à son alcalinité et à sa sodicité élevées (Paramguru et al., 2005; Power et al., 2011) et à ses dangers documentés pour la vie marine (Blackman et Wilson, 1973; Dauvin, 2010; Dethlefsen et Rosenthal, 1973 ; Pagano et al., 2002). Le déversement systématique de millions de tonnes en mer est dangereux comme ce fut le cas au golf de Corinth en Grèce ou des niveaux élevés de métaux ont été trouvés dans les herbiers de la baie d'Antikyra (Malea et al., 1994).

2.2.3. Impacts sur l'air

La qualité de l'air est très vulnérable car, contrairement à l'eau ou à d'autres déchets, l'air ne peut pas, en pratique, être contenu dans un endroit central et ensuite distribués pour être réutilisés (Jain et al 2012). Les émissions atmosphériques provenant de l'exploitation minière peuvent affecter non seulement les zones environnantes, mais aussi la qualité de l'air régionale et mondiale.

Les plus importantes sources de pollution atmosphérique dans les opérations minières sont :

- Les émissions gazeuses préoccupantes provenant des activités d'extraction et de traitement des minéraux comprennent les oxydes de soufre, les oxydes d'azote, les oxydes de carbone, les oxydants photochimiques, les COV, les hydrocarbures et le méthane.
- Les Émissions gazeuses généralement provenant des équipements et des processus miniers, y compris les moteurs diesel et le dynamitage.
- Les particules contribuent à la majorité des problèmes de qualité de l'air sur un site minier et résultent principalement du défrichage et l'enlèvement, l'excavation, le concassage du minerai, le chargement et le transport de véhicules.

Source fixes

Les sources fixes comprennent les grandes opérations telles que le séchage, le grillage, et la fusion, où les émissions gazeuses sont généralement filtrées ou traitées avant d'être rejetés.

Source mobiles

Les sources mobiles comprennent les véhicules, les camions et autres travaux et équipement d'excavation. Collectivement ces émissions peuvent constituer de réelles préoccupations. En outre, les sources mobiles sont une source importante de particules, de monoxyde de carbone et des composés organiques volatils qui contribuent considérablement à la formation d'ozone troposphérique (USEPA, 2009)

Source fugitives

Les émissions fugitives sont les émissions provenant de diverses activités, telles que la manutention et le stockage des matériaux, la poussière fugitive et le dynamitage qui ne peuvent pas passé convenablement à travers un évent, une cheminée ou un système de cheminée (Environmental Law Alliance Worldwide, 2010).

Emissions de gaz

Le méthane est un gaz inodore et incolore qui est naturellement présent dans les mines de charbon et c'est le principale composant du gaz naturel , l'ors de la formation du charbon il est formé et stocké dans ses surfaces internes (U.S. Geological Survey (USGS), 2000). Durant l'exploitation des gisements (**figure 2.4**), il est directement rejeté et une fois dans l'atmosphère, le méthane agit comme un gaz à effet de serre.

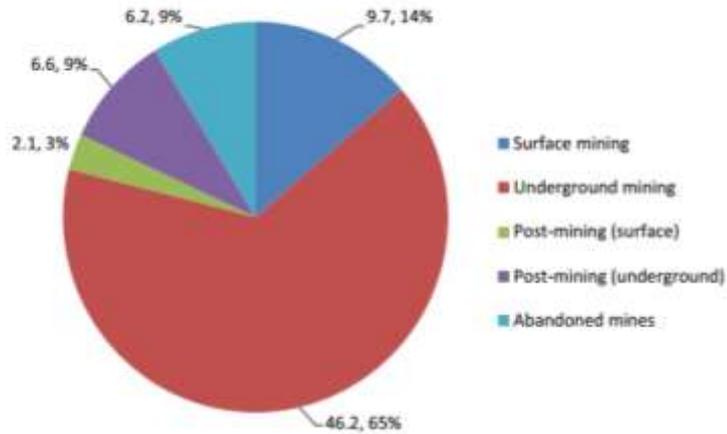


Figure 2.3. Répartition des émissions de méthane provenant des activités d'extraction de charbon aux États-Unis en 2013 (U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 2015b). Les unités sont mesurées en MtCO₂

Le méthane n'est pas le seul gaz dangereux provenant de l'exploitation minière, elle est aussi responsable des émissions de dioxyde de soufre (NO_x) qui une fois dans l'atmosphère subit des transformations et provoque des pluies acides, ce qui menace gravement les plantes, les eaux de surfaces et les bâtiments, et provoque de graves problèmes de santé. Les émissions de composés organiques volatils (COV), peuvent aussi provenir de diverses sources durant le processus minier et sont responsables de formation de smog photochimique en réagissant avec des oxydes d'azote. D'autres transformations atmosphériques peuvent conduire à la formation d'aérosols organiques, de particules et d'autres contaminants atmosphériques toxiques tels que les nitrates de peroxyacétyle (Arey et Atkinson, 2006).

Le rejet de mercure dans l'environnement provenant de l'exploitation minière et les activités de transformation représentent une menace mondiale pour l'homme et l'environnement. Il est volatil et peut rester dans l'atmosphère jusqu'à un an, et peut être transporté et déposé dans les sédiments des plans d'eau où il est converti en méthylmercure et absorbé par le phytoplancton, et fait partie de la chaîne alimentaire (OMS, 2007). Les émissions de mercure peuvent se produire à n'importe quelle étape dans le traitement des minéraux, y compris la concentration, la fusion et la lixiviation. Le mercure est naturellement présent comme impureté dans les minerais de cuivre, de zinc, de nickel et de plomb. Pendant

la fusion, de grandes quantités de mercure peuvent être libérées dans l'atmosphère via des flux de gaz (Jain et al., 2010). L'exposition humaine au mercure résulte généralement d'un contact direct avec les vapeurs de mercure ou par contamination alimentaire, il est toxiques pour le système nerveux et provoque des pertes de mémoire et des troubles immunitaires.

2.2.4. Impact sur la santé

Les substances dangereuses rejetées dans l'eau, l'air et le sol par l'industrie minière représentent de graves dangers sur la santé publique (**figure 2.4**). L'Organisation mondiale de la santé estime que la pollution de l'air due aux particules est la 13ème cause de mortalité dans le monde contribuant à plus de 3,1 millions de décès par an et représentant 3 % des cardiopulmonaire et 5 % des décès par cancer du poumon (Anderson et al., 2012 ;Organisation mondiale de la santé, 2010).La libération de méthane des mines de charbon présente un risque d'explosif et des difficultés respiratoire immédiat pour les travailleurs du sous-sol. Le méthane est hautement explosif et agit comme asphyxiant (Jain et all 2010) .

Les problèmes sanitaires fréquemment liés aux activités minières et leurs impacts sur la santé publique sont résumés dans (**Tableau 2.8**)

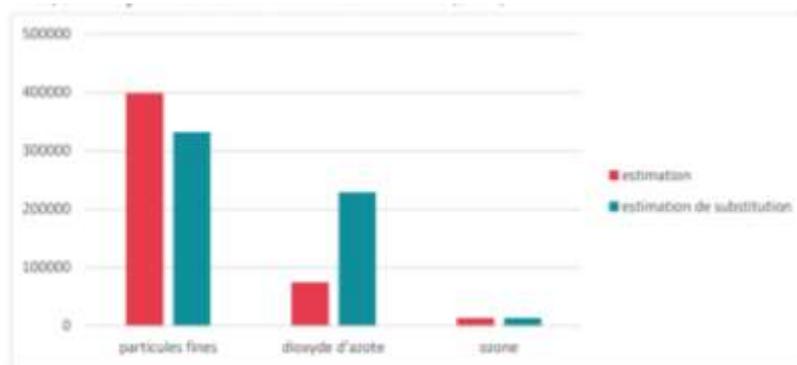


Figure 2.4. Nombre de décès prématurés attribuables à une exposition aux particules fines, au dioxyde d'azote et à l'ozone dans l'UE-28 (2014)(air quality in europe 2017)

Tableau 2.8. polluant rejetés par l'industrie minière et leurs impacts sur la santé humaine (adapté de Jain, Ravi 2010, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2005)

Types de polluants	Effets sur la santé	Source
Particules fines	Augmentation de la mortalité dû aux maladies d'origine cardiovasculaire et respiratoire, aggravation de l'asthme, toux, bronchite chronique, silicose, asbestose, risque accru de cancer des poumons	Plusieurs activités minières
NOx et COV	Essoufflement, irritation des yeux, du nez et des poumons, nausées, déficience visuelle, déficience olfactive, réduit les apport d'oxygène, asthme, œdème pulmonaire, décès.	Équipement de l'exploitation minière
Composés toxiques (cyanid , plomb ..ect)	Diminution de la fonction rénale, diminution de la croissance fœtale chez les mères, augmentation de la pression artérielle, diminution de la fertilité, troubles nerveux, douleurs musculaires et articulaires, cataractes, tremblements, problème de mémoire	Exploitation et traitement de minerais
Métaux lourds	Impacts négatifs sur les reins, le foie et le tube digestif, provoque des lésions pulmonaires, fragilité des os, risque accru de cancers, nausées, de sélénose, perte de cheveux	Exploitation, émissions fugitives

2.2.4. Impacts sur la Biodiversité

Les impacts écologiques spécifiques à l'exploitation minière incluent la déforestation, la destruction de la végétation et les habitats, et la réduction de la qualité de l'air, de l'eau et du sol, tous qui affectent l'existence de grands et petits animaux (l'humain y compris).

Les résultats de nombreuses études en cours ont montré que la réduction de l'habitat et de la superficie engendre une diminution des populations locales de la flore et de la faune et réduit aussi fortement la richesse des espèces, modifiant parfois la composition des communautés entières (Haddad et al., 2015). La diminution de la superficie de l'habitat réduit

la capacité de la terre à soutenir de grandes populations. Les espèces mobiles telles que le gibier, les oiseaux et les prédateurs peuvent pouvoir se déplacer ailleurs, mais des animaux plus sédentaires comme les petits mammifères et de nombreux invertébrés seront grandement touchés par la perte d'habitat (Environmental Law Alliance Worldwide, 2010; (U.S. EPA), 1997a).

Empreinte énergétique de l'industrie minière

Les besoins énergétiques de l'activité minière sont largement dépendants du type de mine d'où sont extraites les matières premières recherchées. Ils sont plus importants dans le cas de l'activité minière souterraine du fait des opérations de transports des matériaux vers la surface, du pompage des eaux, de la ventilation, de la climatisation des galeries (Norgate (2010)). D'après l'International Energy Outlook (2013), 22% de l'énergie consommée par l'industrie est utilisée pour la seule production d'acier et de ciment. Les quantités d'énergie requises pour la production d'une unité de poids de métal varient beaucoup en fonction du procédé utilisé (**Tableau 2.9**). Les graphiques (**Figure 2.5 , 2.6 et 2.7**) ont été élaborés à partir des données tirées du rapport sur les risques environnementaux de la production de métaux .Pour des raisons d'échelle, ces données ont été divisées en trois graphiques montrant trois « familles énergétiques » de métaux pour les TIC (Eric Drezet 2014 :

- Les métaux nécessitant moins de 1000 MJ/kg [[MJ : Mégajoule = 10^6 Joules]] (**figure 2.5**)
- Les métaux nécessitant entre 1000 et 100000 MJ/kg (**figure 2.6**)
- Les métaux nécessitant plus de 100000 MJ/kg (**figure 2.7**)



Figure 2.5.Énergie nécessaire a la production de métal vierge (l'énergie des métaux /ecoinfo.cnrs.fr)

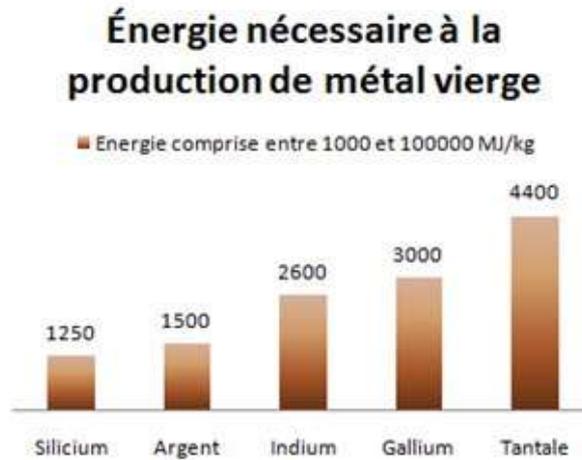


Figure 2.6.Énergie nécessaire a la production de métal vierge entre 1000 MJ/Kg et 100000 MJ/kg (l'énergie des métaux /ecoinfo.cnrs.fr)

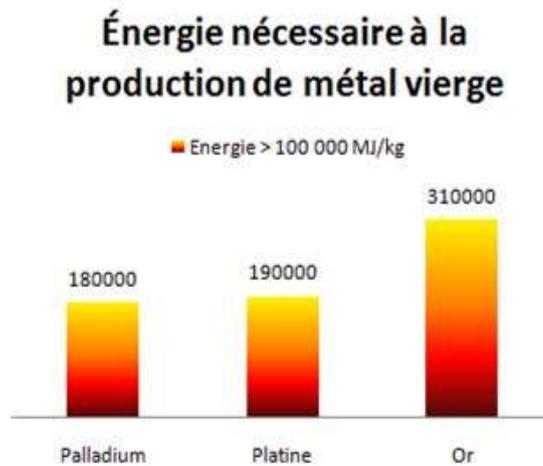


Figure 2.7..Énergie nécessaire à la production de métal vierge supérieur à 100000 MJ/kg (l'énergie des métaux /ecoinfo.cnrs.fr)

Tableau 2.9. Consommation énergétique moyenne nécessaire à la production de matières

Métal	Energie Primaire requise en GJ/t
Lithium	380-850
Métaux de base	
Aluminium	190-230
Chrome	83
Magnésium	52-59
Nickel	180-200
Acier	20-25
Métaux de Transition	
Mercure	52-59
Plomb	25-50
Cadmium	17
Métaux d'alliage	
Cobalt	130
Cuivre	30-90
Titane	350-750
Zinc	49-55
Métaux Précieux	
Platine	19 0000
Or	31 0000
Argent	1500
Antimoine	140
Métaux High-Tech	
Molybdène	15-130
Néodyme	392
Tungstène	357
Yttrium	213

CHAPITRE 3 : INDUSTRIE MINIERE EN ALGERIE

Chap.3. Industrie minière en Algérie

3.1. Les ressources minières en Algérie et les principaux gisements

L'Algérie reste principalement sous-exploré en ce qui concerne les gisements de minéraux non-hydrocarbures, ce qui représente des opportunités potentielles majeures dans le secteur minier. Les autorités sont désireuses de développer l'industrie afin de diversifier son économie fortement dépendante du pétrole et du gaz.

Avant 1962, l'industrie minière en Algérie était orientée vers l'exploitation des gisements de fer, de plomb et de zinc. Elle faisait partie des plus grands producteurs de fer dans le monde, elle était le principal exportateur de fer dans toute l'Europe dont 1 million de tonnes vers l'Angleterre, 6 à 700 000 vers la Hollande, 2 à 300 000 vers les États-Unis, 70 000 vers l'Allemagne, 40 000 vers l'Italie, 15 000 vers la Belgique (**Tableau 3.1**) (L'Écho des mines et de la métallurgie, 1907).

Tableau 3.1. Exportations de produits minéraux de l'Algérie durant la période 1932-1934 (en tonnes) (L'INDUSTRIE MINIERE EN ALGERIE 1853-1966).

Minerai	1932	1933	1934
Minerai de fer	489917	915923	1418727
Minerai de manganèse	689	2411	3060
Minerai de plomb	10544	1750	213
Minerai de zinc	3918	9470	2250
Minerai d'antimoine	/	/	1770
Phosphates	566385	595634	651156

Après l'indépendance, les sociétés étrangères ont abandonné et fermé beaucoup de mines, d'où la nécessité de relancer l'ouverture de ces mines dans le contexte de l'activité minière. La nationalisation des mines, intervenue le 6 mai 1966, a mis l'activité minière sous l'autorité d'une entité étatique ; le Bureau algérien de recherches et d'exploitations minières (BAREM). En 1967, le BAREM cédait sa place à la Société Nationale de Recherches et d'Exploitations Minières (SONAREM). C'est à partir de cette date que l'activité minière nationale s'est organisée pour la recherche et l'exploitation des substances minérales.

Actuellement, les potentialités minières sont très diversifiées en Algérie (**Figure 3.1**). Aux gisements anciens de fer, de sel, de zinc, de plomb, de baryte, de marbre et de phosphates sont venus s'ajouter des gisements d'or, wolfram, étain, qui constituent le potentiel minier à exploiter ou à explorer dans le futur, et des indices prometteurs pour le diamant, terres rares, métaux rares et pierres précieuses et semi-précieuses (**Figure 3.1**) (Agence Nationale Algérienne des Activités Minières, 2020)

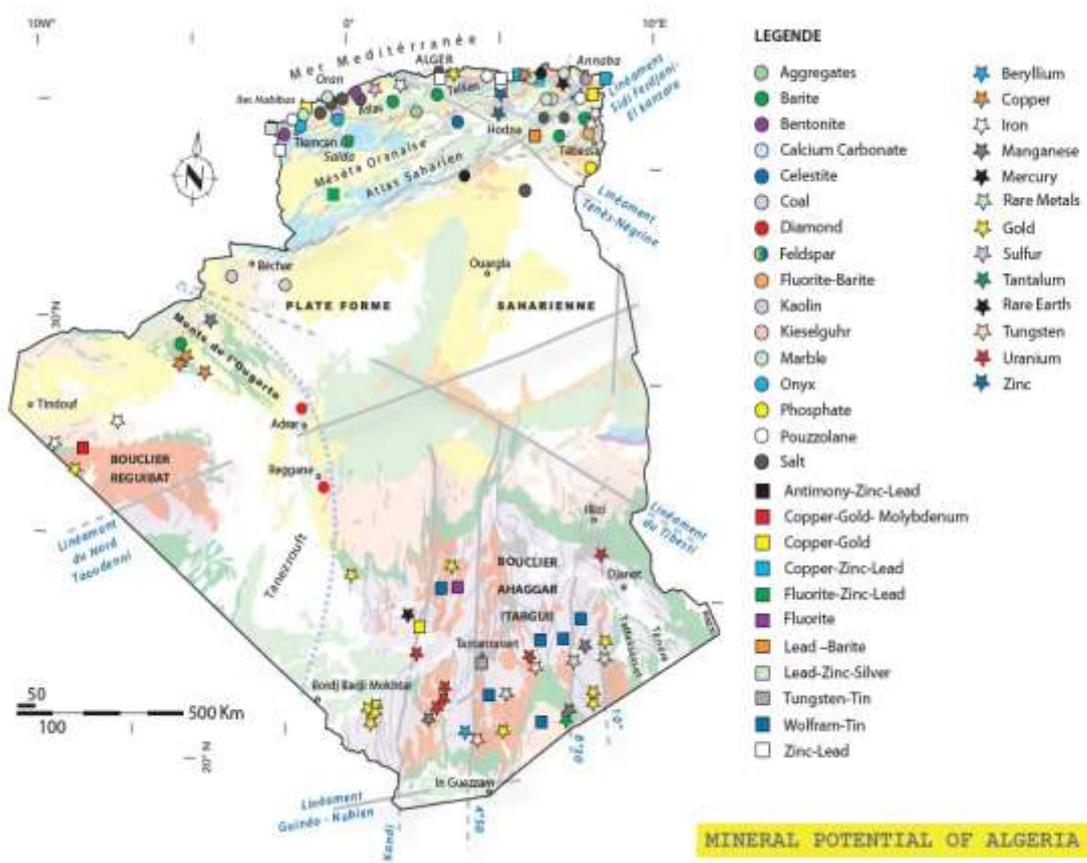


Figure 3.1. Principaux gisements miniers en Algérie (ANAM, 2020)

L'industrie minière algérienne est dominée par le Groupe Industriel Minier Manadjim El Djazair (MANAL) qui a été créée en 2011 dans le cadre de la réorganisation du secteur. La société possède quatre filiales minières dédiées à l'exploitation du phosphate et de fer *FERPHOS*, des métaux non ferreux (en particulier l'or) (*ENOR*), du marbre *Enamarbre* et le producteur de sel *Enal*.

3.1.1. Gisements de fer

Les principaux gisements de minerai de fer actuellement exploités dans le pays sont les mines d'Ouenza et de Boukhadra dans la province de Tébessa, dans l'est de l'Algérie, qui contiennent des gisements totaux d'environ 60 millions de tonnes et qui alimentent le complexe sidérurgique d'El Hadjar. A ces gisements majeurs, de petites mines de fer à Anini près de Sétif et à Rouina dans la province d'Aïn Defla sont aussi exploitées. Les deux installations ont des réserves d'environ 3 millions de tonnes et 3,5 millions de tonnes de minerai de fer, respectivement.

Alors que l'essentiel de la production nationale de minerai de fer se situe actuellement à Tébessa dans le nord-est du pays, l'Algérie compte environ 150 autres gisements connus, principalement situés dans le bassin de Tindouf, les régions d'Ougarta et du Hoggar et la chaîne de l'Atlas. Le plus grand gisement de minerai de fer connu dans le pays est Gara Djebilet, situé près de Tindouf dans le sud-ouest du pays. On estime que Gara Djebilet contient des réserves de 1,54 milliard de tonnes.

Un autre gisement important, Mecheri Abdelaziz, est également situé à proximité avec des réserves estimées à environ 702 millions de tonnes.

3.1.2. Gisements de Phosphates

L'Algérie possède des réserves importantes qui sont de l'ordre de 2 milliards de tonnes, dont les principaux gisements se localisent dans le bassin de Djebel Onk (gisement de Kef Essennoun, de Bled El Hadba) dans la province de Tébessa (USGS, 2017).

3.1.3. Gisement d'or

Le seul producteur d'or du pays est Enor, qui est une entreprise entièrement détenue par l'État. Cette société exploite la mine d'Amesmessia à Tamanrasset dans l'extrême sud algérien (USGS, 2017).

3.1.3. Gisement de Marbre

La société nationale ENAMARBRE exploite cette substance dans plusieurs carrières, telles que celle de Filfila, (Skikda) de MAHOUNA (Guelma), d'ONYX d'Ain-Smara (Constantine), de MEKLA (Tizi-ouzou), de Krystal (Oran).

3.1.3. Gisement de sel

Le sel exploité des chottes qui se trouvent dans plusieurs régions avec une capacité de 193 000 t/an (ONS, 2018).

3.1.4. Gisement de baryte

L'Algérie possède plusieurs gisement de baryte. Les gisements d'intérêt économique sont localisés au Nord du pays : le gisement d'Aïn Mimoun (W.Khenchela), de Bou caïd (W. Tissemsilt), Mesloula (W. Tébessa) et Koudiat Safia (W.Médéa), de Draïssa (W. Bechar)

3.1.4. Gisement de Zinc-Plomb

Le zinc et le plomb sont souvent trouvés ensemble dans les gisements de minerai. Leurs réserves sont plus petites et plus dispersées. Il s'agit notamment de quantités importantes de zinc et de plomb à El-Abed près de Tlemcen, la source de la majeure partie de la production du pays. L'Algérie pourrait bientôt devenir un important producteur de zinc. Cependant, selon les découvertes de la Western Mediterranean Zinc - une joint-venture entre la société australienne Terramin et l'Entreprise Nationale des Produits Miniers Non-Ferreux, le gisement de Tala Hamza, couvrant 125 km² et situé à environ 15 km de la ville de Béjaïa, contient environ 68,8 millions de tonnes de 4,6% de zinc et 1,1% de plomb, pour un total de 3,9 millions de tonnes pour les deux métaux sur une période de 21 ans (Mining Journal, 2020). Selon Terramin, ce gisement pourrait à lui seul faire du pays l'un des 10 premiers producteurs du zinc au monde.

A côté de ces minerais majeurs, il conviendrait de citer le minerai de mercure à Azzaba. Par ailleurs, une prospection intensive de minéraux dans les monts Ahaggar a été menée et des traces d'étain, de nickel, de cobalt, de chrome et d'uranium ont été trouvées (MANAL, 2020).

Les principaux minerais exploités ainsi que les quantités produites en Algérie sont présentées dans le (**Tableau 3.2**) .

Tableau 3.2. Production des principaux minerais exploités en Algérie sur la période 2014-2019 (World Mining Data, 2021).

Minerais	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Fer (tonnes)	492 010	509 800	328 300	268 400	381 200	409 900
Zinc (tonnes)	0	50	330	350	500	500
Or (Kg)	85	106	102	137	286	70
Argent (kg)	16	20	20	25	30	30
Baryte (tonnes)	56829	32020	39980	29159	39426	31138
Bentonite (tonnes)	31510	34400	37100	35600	36000	36700
Diatomite (tonnes)	2426	2360	2535	2439	2468	2437
Feldspaths (tonnes)	230372	154500	168000	170000	170000	170000
Gypse (tonnes)	2130459	2207000	2200000	2200000	2200000	2200000
Kaolin (tonnes)	181068	51000	96000	100000	100000	100000
Phosphates (tonnes)	482100	438200	433200	378100	409400	455100
Sel (tonnes)	192982	175500	158000	165000	106200	100800
Sulfures (tonnes)	5800	5000	6000	6000	6000	6000

3.2. Impact des activités minières sur l'environnement en Algérie

D'après un rapport du PNUD (programme des nations unis pour le développement), datant de 1999, l'activité minière et énergétique en Algérie, affecte toute la biodiversité du territoire algérien. Pour parer à cette situation et freiner les conséquences environnementales désastreuses de l'industrie minière, les autorités compétentes cherchent à mettre en œuvre des plans d'actions qui répondent obligatoirement aux exigences environnementales locales, mais pour cela il est primordial d'identifier les types d'impacts et leurs répercussions socio-environnementales. .

Les analyses réalisés sur et à proximité des sites miniers en Algérie soulignent non seulement des impacts néfastes sur l'environnement mais aussi la dévaluation visuelle et culturelle des paysages environnants, , s'ajoutent à cela le tarissement des sources (pollution de l'eau) et la déviation des cours d'eau comme le montre de récentes études menées à l'oasis de Kenadsa, ainsi que l'oasis de Taghit (sud-ouest algérien) (Hardi, 2012, PNUD, 1999).

Afin de rendre compte des rares études ayant eu pour objet l'étude de l'impact environnemental des activités minières en Algérie, une revue de la littérature a été effectuée. La localisation géographique des mines ayant fait l'objet d'études d'impact est représentée dans la (figure 3.2).



Figure 3.2. Localisation géographique des différents sites miniers ayant fait l'objet d'une étude d'impact : (1) mine de mercure Azzaba (Seklaoui, 2016), (2) mine de plomb zinc de Sidi Kamber (Issad et al., 2019, Charchar, 2020) , (3) mine de fer de Ouenza

Seklaoui et al. (2016), ont procédé à un inventaire de la pollution liée au mercure rejeté de la mine de Azzaba (**Figure 3.4**) qui est situé au nord-est de l'Algérie, à environ 600 km de l'est de la capitale. L'activité minière se distingue par l'existence de trois carrières abandonnées (Ismail, Guenicha et Mrasma) et un complexe industriel comprenant une station d'épuration, des déchets dépotoirs et des bassins de décantation. Des concentrations extrêmement élevées ont été déterminées par la méthode d'indice de géo-accumulation, démontrent que les sols et les sédiments à proximité des décharges et des mines de mercure abandonnées sont extrêmement pollués par tous les métaux analysés et dépassent toutes les normes (**Tableau 3.3**)



Figure 3.3. Géo-localisation du site de Azzaba (google earth)

Le sol du champ de pommes de terre en aval qui est irrigué par l'eau de la carrière de Mrasma a une forte concentration de Hg et As respectivement de 60 et 21 mg/kg, qui dépasse le niveau de dépistage du sol agricole (Hg 6,6 mg/kg, As 12 mg/kg) (GAHP 2013).

Trois décennies d'industrie minière à Azzaba sont responsables de dizaines de kilomètres de ruisseaux perturbés, lors de fortes pluies, l'eau de traitement contaminée du complexe de mercure d'Ismail est rejeté par les canaux des cours d'eau. Cette eau contient une grande quantité de particules de HgS en suspension, du mercure métallique et du mercure mercureux Hg+2. L'alcalinité dans les eaux souterraines d'Azzaba (**Tableau 3.4**) est de 322,8 mg L⁻¹ et dépasse la limite autorisé . Les valeurs de pH fluctue entre 6,4 et 7.7 . La concentrations de chlorures est supérieures ou égale à 250 mg L⁻¹ , les sulfates se trouvent entre 80-3200 mg L⁻¹ (Alligui et al.,2020) .

Pour évaluer les fluctuations saisonnières des métaux analysés (Hg, Pb, Zn, As et Sb) dans le processus des déchets, qui étaient considérés comme la principale source de pollution aux métaux lourds, des prélèvements et des analyses ont été faites à la fois lors des saisons sèches et humides. Les résultats indiquent que les concentrations moyennes de métaux dans les déchets de condensation étaient plus élevées pendant la saison humide que pendant la saison sèche; cependant, les différences étaient non significatif (**Figure 3.4a**). Dans les échantillons calcinés (**Figure 3.4b**), cependant, les concentrations moyennes de Pb, As et Sb étaient plus faibles pendant la saison des pluies, alors que les concentrations moyennes de Hg et de Zn étaient significativement plus élevés pendant la saison des pluies.

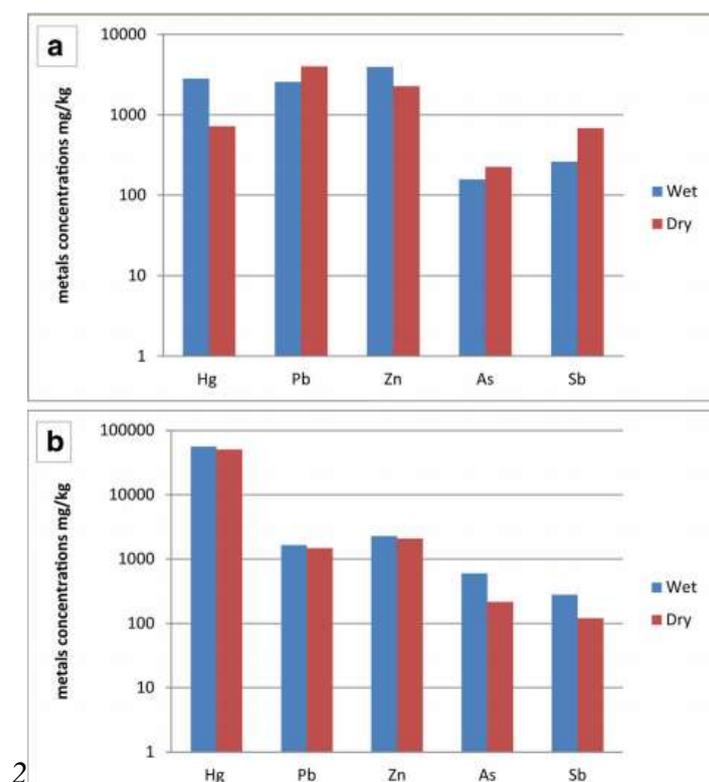


Figure 3.4. Variation saisonnière dans le processus du déchet (Seklaoui 2016)

Les fluctuations saisonnières des métaux dépendent non seulement de la teneur totale mais aussi des propriétés de la matrice, les propriétés des métaux et les facteurs environnementaux (Fagbot et Olanipekun 2010 ; Rahman et al. 2012; Hu et al., 2013; Bako et al., 2014; Nwadinigwe et al., 2014).

Les travailleurs du complexe métallo génique ont des concentrations sanguines pouvant aller jusqu'à 53,9 µg/L de Hg (Megueddem et al., 2004). La concentration urinaire moyenne d'Hg inorganique chez les écoliers d'Azzaba dépasse de manière significative la concentration urinaire moyenne de substances inorganiques de l'Hg chez les écoliers qui vivent dans des régions éloignées. (Benhamza et al., 2008).

Tableau 3.3. Analyses des sols de la mine de Azzaba (Seklaoui et al., 2016)

(mg/kg)	Hg	Pb	Zn	As	Sb	CaCO ₃ (%)	PH
Sol (toutes les données)	0.59-11,238	30.3-2487.5	70.4-2867.1	12.98-575.8	0-205.8	0.07-23.46	5.9-8.65
Sol du complexe industriel	114.7-11,238	130-2487.5	189.5-2867.1	22.5-575.8	0-205.8	0.07-16.6	5.9-8.65
Sol régionale	0.59-172.7	30.33-83.04	70.4-144.5	13-30.9	1.05-9.65	0.22-23.46	6.5-7.9

Tableau 3.4. Résumé des valeurs moyennes de la physico-chimie des eaux souterraines peu profondes d'Azzaba (Alligui et Boutaleb, 2020)

Paramètres	Concentrations (mg / L-1)
résidus sec	1798.00
Température (°C)	20.50
pH	7.00
Conductivité (µs cm-1)	2084.00
Calcium	144.20
Magnésium	71.30
Sodium	179.20
Potassium	7.90
Chlorure	337.20
Sulfate	481.10
Bicarbonate	322.80
Nitrate	12.60
Nitrite	0.20
Mercure	0.16

Des études similaires ont été menées dans différentes autres mines et les principaux résultats des analyses effectuées sont résumés dans le tableau suivant (**Tableau 3.5**)

Tableau 3.5. Résumés des analyses menés dans différentes régions minières (valeur en gras pour résultats de l'analyse des eaux en mg/l)

Eléments et paramètres	Compartiments	Mines				
		Plomb zinc Sidi Kamber (mg/kg-1)	Azzaba (mg/kg)	Djbel Hamimat oum el Bouaghi (µg /g-1)	Ouenza (Ppm)	Tissemsilt Mine de Bou gaid (ppm) (mg /l)
Zn	Sol/ eau	987.78 - 42928.99	70.4- 2867.1	//	0,0671- 0,0943	70-5413 5.42-8.27
Pb	Sol	1844.08 - 18048.83	30.3- 2487.5	145.00	0,2171- 0,4631	12-3098 1.01-2.84
Cd	sol	5.54 - 200.01	//	1.1	0,0178- 0,0193	//
Fe	sol	//	//	//		//
Cu	sol	987.78 - 42928.99	//	//	0,0244- 0,0502	//
Hg	sol	//	0.59- 11,238	//	//	//
As	sol	//	12.98- 575.8	450.00	//	//
Sb	sol	//	0-205.8	2600.00	//	//
Ph	Sol/eau	1.5-4.82	5.9-8.65	//	7,43- 7,51	//
Références		Charchar et al 2020, Issaad et al 2019	Seklaoui et al 2016	Mosbah et al 2012	Narsis et al 2012	Attoucheikh et al 2017

L'étude de l'effet de la pollution par les éléments traces métalliques de l'ancienne mine d'antimoine sur la contamination des sols des bordures de l'oued Dahimine (Mosbah 2012) par de concentration élevés d'antimoine et d'arsenic , le zinc et le plomb . Selon Ernst (1990), la présence de teneurs élevées d'éléments traces métalliques dans les sols des zones minières peut être à l'origine d'importantes perturbations au sein de la végétation et les communautés des plantes en place. Isaad et al.(2019) ont publié une récente étude en 2019 sur les caractérisations environnementales des déchets de la mine de Plomb – Zinc a Sidi Kamber mettant en lumière les dangers que représente ces déchets sur la santé humaine et les écosystèmes.

**CHAPITRE 4 : TECHNIQUES DE TRAITEMENT
DES REJETS MINIERS**

Chap.4. TECHNIQUES DE TRAITEMENT DES REJETS MINIERES

4.1. Traitements des DMA :

Les techniques de traitement des DMA peuvent être classées en traitements actifs, qui nécessitent l'ajout de réactifs chimiques alcalins, des dispositifs mécaniques, une maintenance et une surveillance en permanence tels que la neutralisation, l'adsorption, les technologies membranaires, échange d'ions ou en traitements passifs, qui eux, utilisent le flux naturel de l'eau ou les processus chimiques et biologiques pour réduire les concentrations des métaux dissous et neutraliser l'acidité comme les bioréacteurs et les drains de calcaires anoxiques (Johnson et Hallberg, 2005 ; Walton-Day, 2003). L'objectif principal de ces traitements est de réduire l'acidité des DMA et la teneur en sulfate de l'eau, et faire en sorte qu'ils ne génèrent pas à leurs tours des déchets instables et volumineux, qui pourraient avoir un impact supplémentaire sur l'environnement et si possible de récupérer les métaux dissous et de les valoriser mais cela dépend des caractéristiques de DMA (nature, concentrations des métaux et débit). Ces techniques peuvent aussi servir à la génération de l'eau potable qui peut être réutilisée par l'industrie minière (exploitation, procédés d'extractions, métallurgie ...etc.) et par les communautés locales comme pour les besoins agricoles.

4.1.1. Traitements Passifs Chimiques ou Biochimiques

L'élimination des métaux dans les traitements passifs peut être divisée en processus abiotiques ou biotiques. Les technologies qui reposent sur les processus abiotiques comprennent les drains calcaires anoxiques (ALD), les canaux calcaires ouverts, les drains de dérivation, les drains calcaires à écoulement vertical et autres. Tous ces systèmes reposent sur le calcaire pour neutraliser l'acidité des AMD et enlever l'aluminium et le fer qu'ils contiennent. Ils sont souvent utilisés en combinaison avec d'autres traitements biotiques passifs comme les zones humides aérobies, les réacteurs à compost (Taylor et al., 2005).

Neutralisation Passive

A grande échelle, les agents neutralisants couramment utilisés durant le traitement de neutralisation passif comprennent la soude caustique (hydroxyde de sodium), la chaux et le calcaire, l'oxyde et les hydroxydes de magnésium.

- **Utilisation du calcaire**

Parmi ces agents neutralisants, le calcaire est largement utilisé en raison de son faible coût. Les drains calcaires (anoxiques/anoxiques calcaires, ou tranchés de calcaires ouverts ou

DOC/DAC/TCO) sont utilisés pour augmenter le pH et l'alcalinité du DMA (Eq. 2.2), et pour précipiter les métaux tels le Pb, Cd, Al (Hedin et al., 1994).



Le traitement consiste à permettre à l'eau contaminée d'être en contact ou de traverser un drain/tranchée (lit/canal) rempli de matériaux neutralisants. Les DAC peuvent traiter de l'eau contaminée avec une acidité <500 mg CaCO₃/L (Taylor et al., 2005). Toutefois, à partir d'une concentration de 270 mg/L Fe (et à plus de 1 mg/L d'Al), ils ne sont pratiquement plus efficaces (Watzlaf et al., 2004; Taylor et al., 2005). En effet, un DAC traitant une eau contenant 75 mg/L de Fe et 21 mg/L d'Al ne durerait que huit mois (Watzlaf et al., 2000), car les précipités secondaires enrobent les grains calcaires et entraînent le colmatage (Watzlaf et al., 1992; Ziemkiewicz et al., 1997). Cependant, il a été démontré que les calcaires enrobés étaient seulement 2-45% moins efficaces que les calcaires non enrobés. Ces calcaires enrobés étaient performants à hauteur de 90% autant performants que ceux non enrobés pour neutraliser le DMA (Ziemkiewicz et al., 1997; Genty et al., 2012a). Le **Tableau 4.1** présente quelques exemples de paramètres chimiques avant et après traitement par des systèmes de traitement passif abiotiques du DMA provenant de quelques mines de charbon et de métaux communs.

Les traitements passifs utilisant le calcaire sont économiquement intéressants dans le cas où les DMA ont de faibles charges d'acide avec des fluctuations minimales du débit d'eau, mais ces techniques sont moins efficaces pour éliminer les concentrations élevées de métaux. Par conséquent, ce ne sont donc pas des méthodes de choix pour le traitement de DMA à forte concentration métallique, à moins qu'il ne soit combiné avec d'autres options de traitement passif comme les zones humides.

Tableau 4.1. Paramètres de DMA avant et après traitements (en gras) passifs pour certaines mines de charbon et de métaux communs (Titchenell et Skousen, 1996 , Hedin et al 1994b ,Ziemkiewicz et al, 1996 , 2004)

Débit (l/min)	pH	Acid (mg/l de CaCO3)	Alc (mg/l de CaCO3)	Fe Tot (mg/l)	Fe3+ (mg/l)	Mn (mg/l)	Al (mg/l)	Ni (mg/l)	SO4 (mg/l)	O2 dissous (mg/l)	Types de Système
CHARBON											
575	2.7	841	0	250		4	49				
341	5.4	710	50	101	12	4.2	1			<1	DAC (mine 1)
96	5.6	482	33		<1	41	<1		1323	<1	DAC
	6.2	373	161			40			1329	<1	(mine 2)
6.8	4.6	432	5	199		45	<1		1370		DAC
	6.3	99	271	151		42			1081		(mine 3)
1325	5.6	10	90	28		3	0		854		TOC VIEUX
	6.3	0	55	22		3			849		(mine 4)
95	6	154	231	162		28	3		2263		TOC VIEUX
	6.6	0		32		11			1629		(mine 5)
303	3	104	0	7		1	7		352		TOC NEUF
	6.6	0	137	0		0			1395		(mine 6)
	3.5	63	0	10		3	0.89	0.10	215	2.2	DOC
	6.6	0	108	0.18		2.7	0.08	0.10	200	2.9	(mine 7)
METAUX COMMUNS											
	3.9								1650	1.1	DAC
	6			143.6		21.4	48.6		1589	0.6	(mine 8)

- **Construction de zones humides**

Les zones humides artificielles (**Figure 4.1**) sont des systèmes techniques, conçus et construits pour utiliser les fonctions naturelles de la végétation des zones humides, des sols et de leurs populations microbiennes pour traiter les contaminants dans les eaux de surface, les eaux souterraines ou les flux de déchets (ITRC, 2003, Simate et Ndlovu, 2021). Une zone humide est généralement composée de deux zones distinctes, la zone oxydative qui est végétalisée avec des plantes aquatiques et la zone réductrice qui est la zone de sédimentation riche en SRB (bactéries sulfate réductrice en anglais) (Kuyucak, 2006). Dans chaque zone, différentes réactions se produisent qui précipitent différents contaminants. Dans la zone aérobie se produit la précipitation d'hydroxydes et d'oxydes et dans la zone anaérobie se produit la précipitation du sulfure et du carbonate qui est catalysée par des micro-organismes. Certains contaminants comme le chrome, le sélénium ou l'uranium sont retenus par l'immobilisation réductrice des milieux anaérobies. La filtration et l'adsorption par les détritux sont également des processus importants qui se produisent dans les deux zones (Simate et Ndlovu, 2021).



Figure 4.1. Technologie de Zones Humides Australie (Langergraber et al., 2019)

- **Les zones humides aérobies**

Ce sont essentiellement des étangs peu profonds conçus pour précipiter les métaux de l'eau dans des conditions aérobies, généralement dans un système d'écoulement horizontal. Les zones humides aérobies sont conçues avec des profondeurs ne dépassant pas 30 cm qui abaissent les solides en suspension et fournissent un substrat et des temps de rétention d'eau accrus (en raison d'un taux débit réduit) pour la réaction entre l'alcalinité de l'effluent et l'acidité générée par les DMA (ITRC, 2015).

On distingue deux types de zones humides une à écoulement de surface qui consistent souvent en un étang excavé tapissé d'un substrat imperméable, tels que l'argile, les géotextiles

et sont remplis de matériaux poreux comme la tourbe (Eger & Eger, 1991) ou le sable (Nyquist & Greger, 2009), puis fertilisé (Sobolewski, 1996b) et planté avec des plantes issus des zones humides locales. L'autre type et les zones humides à écoulement souterrain qui sont construites de la même manière, mais tentent de diriger l'écoulement à travers la zone racinaire des plantes, ce dernier est le plus utilisé pour le traitement des DMA au Etas Unis. Dans les deux cas, le lit de la zone humide est en pente douce de sorte que l'eau coule par gravité.

- **Les Bioréacteurs**

Les bioréacteurs (**Figure 4.2**) (ou zones humides anaérobies) sont des traitements passifs contenus dans une excavation, un étang, un réservoir ou même un puits de mine. Il est rempli d'un mélange solide réactif composé de sable, gravier, compost, fumier, copeaux de bois, sciure de bois ou autre matière organique provenant de sources proches (**Figure 4.3**) (Schmidtova et Baldwin 2011). Le mélange réactif le plus efficace contient généralement une source de carbone organique, une bactérie inoculum, un milieu poreux solide, une source d'azote et un agent neutralisant (Zagury et Neculita, 2007). Au fur et à mesure que l'eau de mine s'infiltre verticalement ou horizontalement à travers le matériau du substrat, les matières organiques alimentent l'activité des bactéries sulfato-réductrices (SRB) et d'autres micro-organismes qui assurent le traitement (Hashim et al, 2011). Les SRB produisent alors des bicarbonates, qui augmente le pH (Eq 2.3) tout en réduisant les sulfates en sulfures, qui à leur tour précipitent avec les métaux pour former des sulfures métalliques hautement insolubles (Eq 2.4) (Zagury et Neculita, 2007). Certains bioréacteurs dépendent également d'autres bactéries anaérobies pour éliminer le nitrate (Reinsel, 1998) ou le sélénium (Pahler et. al., 2007).



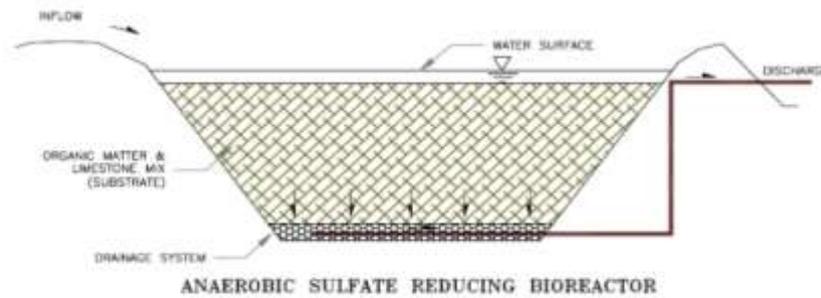


Figure 4.2. Bioréacteur a compost (zone humide anaérobie) (Gusek, 2002)

Les bioréacteurs peuvent être utilisés en combinaison avec d'autres systèmes de traitements passifs pour augmenter le PH des DMA. Ils opèrent a des températures basses dans des climats froids avec une maintenances et des coûts limités durant toute l'année .



Figure 4.3. Pilote de Bioréacteur de Bellekeno en construction en 2008 (à gauche) et après 5 ans (à droite) (Alexco2012)

- **Barriere Perméable Réactive**

Les BPR sont utilisées de plus en plus pour traiter un large éventail d'eaux souterraines polluées. Elles sont souvent conçues pour fournir une solution de gestion des sources ou une solution de confinement sur place (ITRC, 1999). La zone de traitement peut être créée directement à l'aide de matériaux réactifs tels que le fer ou indirectement en utilisant des matériaux conçus pour stimuler les processus secondaires, tels que l'ajout de substrat carboné et de nutriments afin d'augmenter l'activité microbienne et éventuellement du calcaire, gravier suffisamment perméables pour permettre un écoulement libre des eaux souterraines (Simate et Nvodlu, 2021 , Johnson et al., 2005). De cette façon, le traitement des contaminants peut se produire par des processus physiques, chimiques ou biologiques (ITRC, 2015). Les

BPR qui sont conçues pour traiter les DMA, sont généralement composées de matière organique solide, comme le mélange de compost, le compost de feuilles et les copeaux de bois/sciure de bois (Blowes et al., 2000). La matière organique favorise la prolifération des SRB qui réduisent le sulfate en sulfure biogénique entraînant la formation de sulfures métalliques. Le site de l'ancienne houillère de Shilbottle, Northumberland (Grande Bretagne), est un exemple d'application (**Tableau 4.2**)

Tableau 4.2. Description du site (reccord 2004)

Site	Ancienne Houillère
Ville, Pays	Shilbotle , Northumberland , Grande Bretagne
Date de mise en place	2002
Type de tranchée	Mur continue
Réactif	Purin, compost et calcite ou stérile de chaudière
Longueur	170M
largeur	2m
Profondeur	3m
Polluant	Ph=4, Fer = 170mg/l , Mg=240mg/l , Al=300mg/l

Résultats d'applications :

Après deux ans de suivi, les résultats montrent l'efficacité de la BPR : diminution des concentrations en métaux et augmentation du pH. Un résultat important est la diminution des concentrations en manganèse et zinc, qui sont des métaux généralement difficiles à éliminer lorsque les concentrations en fer sont élevées.

Les taux d'élimination des polluants sont les suivants : 96% pour le fer, 78% pour le zinc, 71% pour le nickel, 52 % pour le manganèse et 59% pour les sulfates (Bowden et al., 2005).

Le résumé des techniques passives les plus innovantes et les plus utilisées ainsi que leurs performances avant et après traitement sont résumés dans les **Tableau 4.3** et **Tableau 4.4**

Tableau 4.3. Aperçus des systèmes passifs biologiques a grandes échelles (Ness et al 2014)

Type de Traitement passifs	Composants	Contaminants Ciblés	Mines	Durée	Taux de suppressions
hybride	DCA et zone humide , bassin de sédimentation	Fe	Howe Bridge Pennsylvania, USA	7 ans	Fe (50-69%)
Zone humide	Deux cellules de zone humide	Fe, Al	Quaking Houses, UK	1ans (15 a 20 ans de durée de vie)	Fe (45%), Al (63%)
Bioréacteur	4 bassins de sédimentations et DCA	Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni	Kongens Mine, Norvege	4 ans	Cu (85%), Zn (48%), Cd (98%), Pb (82%), Cr (71%), Ni (24%)
Zone humide	Zone humide avec BPR	Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cb, Fe, Mn, As	Curilo, Bulgaria	10 ans	
Zone humide	Zone humide Ecoulement en surface	Fe , Mn	Kanata , Ontario	2ans	Fe (15-31%), Mn (23-49%)
Bioréacteur	Bassin d'aération , bioréacteur aérobie , filtre à roche	Pb, Zn, Cd, Cu	West fork , Missouri , USA	4ans (durée de vie 30 ans)	Pb (90%), Zn (80%), Cd (>33%), Cu (>78%)*

Bien que les technologies passives aient des coûts d'exploitation inférieurs à celles des technologies actives, la plupart d'entre elles sont soumises à des problèmes importants, tels que la passivation (enrobage) et/ou le colmatage, principalement lorsqu'elles sont utilisées en une seule unité pour traiter le DMA fortement contaminé (Neculita et al., 2008; Skousen et al., 2017). Différentes techniques ont été développées pour minimiser ces problèmes. Par exemple, le lavage du système (Hedin et al., 2010; Skousen et al., 2017), le prétraitement (p. ex. : oxydation de Fe par lagune ou aération en cascade) (Caraballo et al., 2009; Macias et al., 2012) et l'utilisation de mélanges à haute porosité et à forte alcalinité .

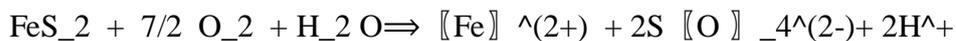
Tableau 4.4. Performance de quelques filières de traitement passif du DMA ferrifères au Québec réalisées sur le terrain (RAKOTONIMARO 2017)

Qualité du DMA	Composants des unités	Objectifs	Efficacité
pH=3-3,9; Fe= 315 mg/L ; Al=75mg/L; Zn=270 mg/L; Mn=20mg/L; Cu=1,5 mg/L; S042-=3200mg/L; Acidité=1590 mg CaCO ₃ / L	Réacteur calcite-SAD	Enlèvement Al, Fe, Pb, Cu	pH=6,2; Fe= 48% ; Al=90-98%; Zn=5%; Cu=90-99%; Acidité=43%
	Cascade aération+ bassin (1)	Oxydation Fe ²⁺	
	Cascade aération+ bassin (2)	Oxydation Fe ²⁺	
	Cascade d'aération+ bassin (3)	Oxydation Fe ²⁺	
pH=2,35-2,96; Fe= 755-1100 mg/L ; Al=128-167 mg/L; Zn=19-33 mg/L; Mn=4-6 mg/L; Cu=12-24 mg/L; S042 -=3324-4515 mg/L; Acidité=2500 mg CaCO ₃ / L	Chéneaux ouverts +cascades	Oxydation Fe ²⁺	pH=5-6; Fe= 40-77% ; Al=100%; Zn=60-80%; Cu=89%; Acidité=60%
	Réacteur calcite-SAD	Augmentation pH et enlèvement métaux trivalents	
	Bassins de décantations + cascades aérations	Oxydation de Fe ²⁺	
pH= 3,55-3,61 ; Fe=237-281 mg/L ; Al=70- 91 mg/L ; Zn= 342-364 mg/L ; Cu= 2,1-3,4 mg/L ; Acidité= 1404- 1609 mg CaCO ₃ /L	Réacteur calcite-SAD (f1)	Enlèvement Al, As, et partiellement Fe	pH= 9,33-10,35; Fe= 99,96% ; Mn=99,2%; Cu=99,9%; Al=99,9%; 99,99%
	Bassin+ cascade aération (D1)	Oxydation Fe ²⁺	
	Bassin+ cascade aération (D2)	Oxydation Fe ²⁺	
	Réacteur calcite-SAD (f2)	Augmentation pH et enlèvement Al et Fe	
	Deux bassins de décantation (D3+D4)	Oxydation Fe ²⁺	
	Réacteur MgO-SAD (f3)	Enlèvement éléments bivalents	

4.1.2. Traitement Actifs et procédés de valorisations

➤ Neutralisation Active

La neutralisation des DMA à l'aide de produits chimiques industriels alcalins est une option conventionnelle de traitement chimique actifs, comme l'utilisation d'hydroxyde de calcium (Ca(OH)₂) ou le calcaire (CaCO₃). C'est une méthode courante qui a été largement appliquée pour neutraliser l'acide (**réaction 2.5**) et éliminer les métaux sous forme de précipités d'hydroxyde métallique (**réaction 2.6**) et le sulfate sous forme de gypse (**réaction 2.7**) (CaSO₄·2H₂O) (Olds et al., 2013; Tolonen et al., 2014). Cela consiste à mettre en contact une solution de DMA avec un dosage contrôlé de chaux dans une cuve de mélange pour atteindre une consigne de pH souhaitée (Aubé, 2004). La suspension est ensuite mise en contact avec un flocculant puis introduite dans un clarificateur pour une séparation solides/liquide. Les boues sont récupérées au fond du clarificateur et pompé vers une zone de stockage ou filtré sous pression pour augmenter sa densité avant le transport. Cependant, la faible densité des boues produites nécessitent une puissance importante pour le pompage et une large zone de stockage (MEND, 1994 ; Simate, 2021).



Il y a une variété de raffinements visant à améliorer l'efficacité du processus et réduire les problèmes liés aux volumes des boues produites. Par exemple, l'ajout de réactifs en plusieurs étapes accompagné d'un contrôle du pH peut entraîner la suppression sélective de certains composants AMD tels que l'arsenic et le molybdène (Aube et Payant, 1997). Divers réactifs de floculation peuvent être utilisés pour favoriser l'agrégation des précipités, facilitant ainsi leur élimination dans les bassins de décantation. Le procédé de boue à haute densité high-density sludge (HDS) en anglais qui réduit considérablement le volume de boues et est désormais une procédure standard dans l'industrie du traitement des DMA. La neutralisation HDS consiste à renvoyer et recycler les boues alcalines au premier étage, fondamentalement les boues recyclées sont mélangées avec le lait de chaux dans un réservoir de mélange boues/chaux et la solution résultante est mélangée avec de l'acide de vidange dans la cuve de neutralisation ainsi la boue recirculée sert de germe pour une précipitation supplémentaire des métaux, permettant ainsi la génération de boues de densité beaucoup plus élevée que celle

obtenue par la plupart des procédés de neutralisation alcalins classiques (Simate et Ndlovu 2021) .Le procédé produit une boue avec 35 % et 50 % de solides et peut être asséché mécaniquement entre 50 et 70 % de solides (Coulton et al 2003, Simate et Ndlovu, 2021).

➤ Précipitation Sélective avec des sulfures

Le mécanisme de base du processus de sulfuration implique l'ajout de sulfure métallique soluble pour former un sulfure métallique insoluble. Le système Biosulfure a deux composants, un biologique et un chimique qui fonctionnent indépendamment (Rowley et al., 1997). L'ion utilisé dans les processus de précipitation peut être fourni par un produit chimique ou une source biologique. Le NaHS en particulier est couramment utilisé dans le traitement des eaux usées après un traitement à la chaux conventionnel pour réduire concentrations de métaux résiduels, en particulier de cadmium (Simate et al., 2021)

- **Système de précipitation séquentielle d'origine biologique**

Les bioréacteurs sulfurogènes utilisent la production biogénique de sulfure d'hydrogène sous forme de H_2S pour générer de l'alcalinité et éliminer les métaux sous forme de sulfures insolubles. Dans la mesure où les SRB actuellement utilisées dans ces réacteurs sont sensibles, même si l'acidité est modérée, les systèmes doivent être conçus pour protéger les micro-organismes d'une exposition directe aux DMA entrants.

Dans le cas de la précipitation biologique (**Figure 4.4**) l'AMD brut entre dans le circuit chimique là où il est en contact avec le sulfure d'hydrogène généré dans le circuit biologique. Par une manipulation soigneuse des conditions (pH et concentration en sulfure), la séparation sélective d'un sulfure métallique particulier est possible .

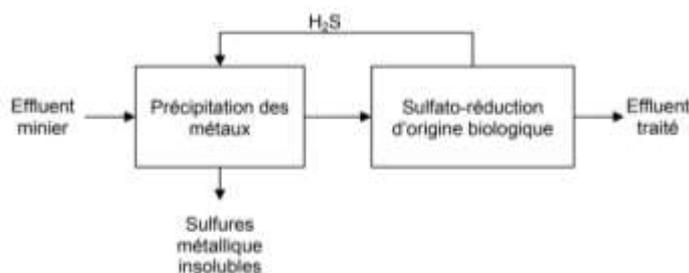


Figure 4.4. Schéma du procédé de précipitation séquentielle d'origine biologique (Tabak 2003)

Au sein du processus biologique, le gaz sulfuré biogénique est transféré à un contacteur gaz/ liquide anaérobie agité afin de précipiter sélectivement les métaux à récupérer sous forme de sulfures (Huisman et al 2006; Lawrence et Fleming 2007; Adams et al 2008). Dans cette configuration, il n'y a pas de contact direct entre les bactéries et le flux liquide traité, donc pas de risques de toxicités. La solution riche en sulfate restante après la précipitation des métaux peut être utilisée pour alimenter le bioréacteur. Ce procédé est un système biologique de récupération car les sulfures métalliques sont générés par la réaction du sulfure d'hydrogène d'origine biologique avec les métaux présents dans l'effluent à traiter (Tabak 2003). Un exemple du processus qui utilise la réduction biologique des sulfates est le procédé Thiopaq.

Le Thiopaq est un procédé bien établi qui utilise des réactions de réduction des sulfates pour générer du sulfure biogénique, cette technologie a été démontrée dans pas mal de mines comme c'est le cas dans la raffinerie de zinc au pays bas (**Tableau 4.5**).

Tableau 4.5. Cas d'étude. Raffinerie de zinc de Budel (Pays-Bas) (Martinez et Cornella 2014)

Paramètres	Entrée (mg/l)	Sortie (mg/l)
Sulfate	15,000	<250
Zinc	10,000	<0.3
Débit	40m ³ /h	

En plus des économies de coûts significatives et la récupération des métaux précieux, le sulfure biogénique produit à la demande sur le site offre l'avantage supplémentaire d'une sécurité améliorée en raison de l'élimination du transport, de la manutention et du stockage requis pour les réactifs chimiques sulfurés (Lawrence et Fleming, 2007).

Traitement Membranaires

- **Osmose inverse**

Dans le procédé OI, des membranes de type cellophane séparent l'eau purifiée de l'eau contaminée. Une pression est appliquée sur le côté concentré de la membrane forçant l'eau purifiée dans le côté dilué et le rejet des impuretés du côté concentré sont éliminés dans l'eau de rejet. Le RO peut être utilisé pour récupérer les métaux traces de la DMA, éliminer 90% à 99% du total des solides dissous pour produire une eau de qualité suffisamment élevée pour être réutilisée comme eau de traitement également (Slater et al., 1983 ; Mortazavi, 2008).

4.2. Traitement des sols

Trois stratégies ont été envisagées dans la remédiation des sols contaminés : la remédiation physique, chimique et biologique. Différentes technologies physiques et chimiques ont été élaborés pour le nettoyage des sols contaminés par des métaux lourds .la restauration des sols des mines doit rétablir ou améliorer les valeurs d'utilisation des terres qui existaient avant l'exploitation minière. Le **Tableau 4.6** présente a titre indicatif les valeurs limites ou normes des métaux acceptables pour la contamination des sols pour cinq pays. la sélection de la méthode de traitement appropriée demeure une pierre angulaire du succès de la décontamination (Duchsne et al., 2003) .

Tableau 4.6.valeurs limites ou normes de métaux acceptables pour certains pays (lecompt, 1998)

Métaux (Mg/kg)	Allemagne	Australie	France	Grande –Bretagne	Pays Bas
Pb	1000	300	2 000	600	600
Cd	10	20	60	3	20
As	50	100	120	10	50
Cr	250		7 000	600	800

4.2.1. Les techniques physiques et Chimiques

Plus de 70% des sites contaminés par le Pb aux États-Unis étaient traités par immobilisation des contaminants, en général par stabilisation. Moins de 10% étaient traités par extraction du métal (Bosilovich, 1995). Le coût de ces méthodes de remédiation varie selon que le traitement est réalisé in situ (traitement du sol sans excavation), sur site (excavation du sol et traitement sur place) ou ex situ (excavation et transport du sol contaminé vers une unité de traitement).

- **La solidification /stabilisation in situ (S/S)**

Elle consiste en l'emploi de substances (ciment, aluminosilicates, phosphates, chaux ou pouzzolane) pour neutraliser et fixer le sol, réduisant ainsi la solubilité et la mobilité des contaminants (Bisone et al., 2013). La mise en contact de ces substances et des sols pollués est réalisée à l'aide d'un malaxage à des conditions opératoires spécifiques (**figure 4.5**). Le mélange des sols pour la S/S in situ peut être réalisé à l'aide de godet de pelles excavatrices, de mélangeurs a tambour rotatif ou de tarières.

Ces techniques sont essentiellement utilisées sur les polluants de type métaux/métalloïdes (chrome, arsenic, plomb, cadmium, cuivre, zinc et mercure) ainsi que sur certains polluants radioactifs (ADEME, 2012 ; BRGM, 2019)

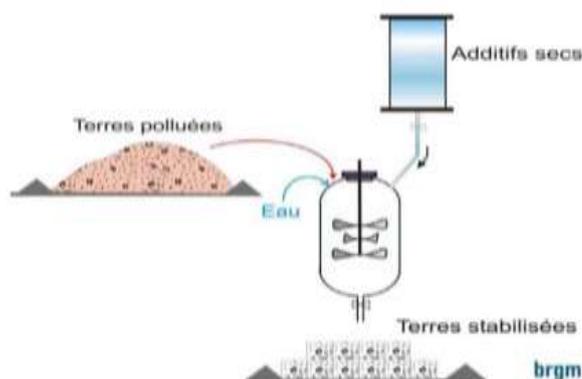


Figure 4.5 Schéma de la solidification/stabilisation on site ou ex site (BRGM, 2019)

En règle générale, les techniques de séparation physique sont réputées plus efficaces sur les fractions grossières ($> 75 \mu\text{m}$) ayant une bonne proportion de composés métalliques (Mercier et al 2002). En concentrant les contaminants ou en isolant les fractions plus contaminées, la séparation physique permet de réduire les volumes de sol à traiter (Mercier et al., 2001, Sierra et al., 2011).

Exemples industriel : application du procédé Hazcon sur un site contaminé a Douglasville en Pennsylvanie (Tableau 4.7) Le site contenait des métaux lourds dont 22 000 ppm de Pb des hydrocarbures et des COV. Les analyses effectués sur le sol confirme que la solidification a bien réduit la concentrations des métaux lourds dans les lixiviats .

Tableau 4.7.resultats du procédé de solidification a Douglasville (barres , brgm 1993)

Métaux	Concentration dans les sols non traités (ppm)	Concentration dans les lixiviats (mg/l) (28j)
Pb	148 300	0.051
Cr	730	0.015
Ni	170	0.025
Cd	3.5	0.004
Cu	1400	0.005
Zn	5800	0.258

- **Flottation**

La flottation est une méthode physico-chimique de concentration ou de réduction de volume (Dermont et al 2008). Cette technique est courante au sein de l'industrie minière où elle est utilisée pour récupérer la phase sulfurée des minéraux précieux (Veetil et al 2013, Wills, 1988). La flottation (**Figure 4.6**) exerce une séparation des particules en exploitant d'une part le caractère hydrophobe de ces particules et d'autre part la capacité des bulles d'air à soulever sélectivement ces particules. Les polluants sont récupérés dans une mousse, les bulles d'air et les agents chimiques agissent conjointement pour amener les particules à la surface de la mousse (Veetil et al 2013). Les agents chimiques (collecteurs) modifient les propriétés de surface des particules porteuses de phases métalliques et les rendent hydrophobes (Dermont et al., 2008). Veetil et al. (2013) ont obtenu un enlèvement simultané du cuivre et des HAP avec des rendements compris entre 61 et 70 % pour le Cu et entre 75 et 83 % pour les HAP.

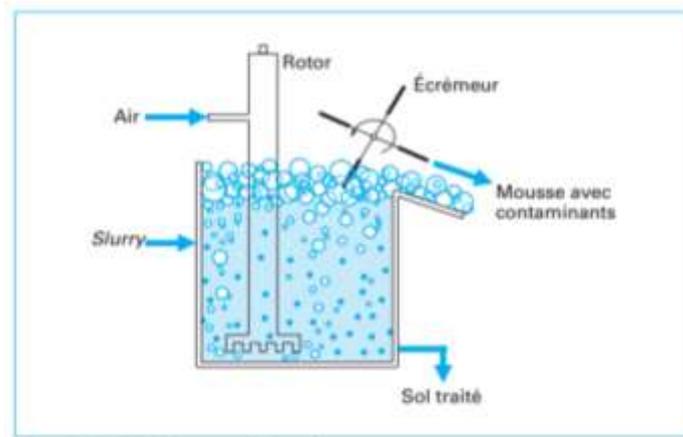


Figure 4.6.principe de flottation (velpen et minguet 2004)

- **Lavage à l'eau (lessivage des sols)**

Les techniques de Lavage à l'eau sur site, hors site sont essentiellement issues du traitement de minerais. Le principe repose sur la séparation des particules fines et l'extraction des polluants dans l'eau (**Figure 4.7**) soit par concentration des polluants dans un petit volume de sols (les plus pollués) grâce à des séparations et des attritions utilisées dans la séparation granulométrique (préciblage ou calibrage, séparation magnétique etc) ou par dissolution ou mise en suspension des contaminants dans la solution de lavage (notamment via l'ajout de divers additifs : changement de pH, agents chelatants, surfactant).En fin de traitement, les sols pollués (fractions les plus fines) sont récupérés à part, ainsi que les eaux de lavage polluées et

les sols non/peu pollués (fractions les plus grossières). La solution extractante est récupérée, traitée et le plus souvent réutilisée (circuit pseudo-fermé), les fractions de sols grossières sont valorisées (réutilisation en remblai ...), les fractions fines souillées sont traitées (lavage, extraction, traitement biologique ...) ou enfouies (ADEM 2009)

Afin d'augmenter les transferts des polluants des particules fines vers les eaux, il est possible d'ajouter des agents chélatants, de surfactants, d'ajuster le pH, dans ces cas-là c'est une mise en solution et une extraction chimique qui est appliquée.

Exemples industriels : Sur un site pollué par du cadmium en Hollande, une extraction à l'acide menée sur 30 000 m³, à 5 mètres de profondeur, a permis d'atteindre un rendement de 95 % (de 20 mg/kg à 1 mg/kg). (BILLARD ,CSD 2001)

le **Tableau 4.8** présente quelques résultats obtenus pour des sols pollués par des métaux lourds dans des usines sur site en Allemagne par la société Lokner Oecotek (Barres , BRGM 1993)

Tableau 4.8. résultats obtenus après traitements en usine (BRGM 2010)

Métaux Lourds	Teneur en sol pollués (mg/kg)	Teneur en sol dépollué (mg/kg)	%
Hg	160	6.9	96
As	150	30	80
Cr total	16 452	157	99
Cu	672	100	85
Ni	271	35	87
Pb	110	15	86
Zn	191	46	76
Cd	13	0.9	93

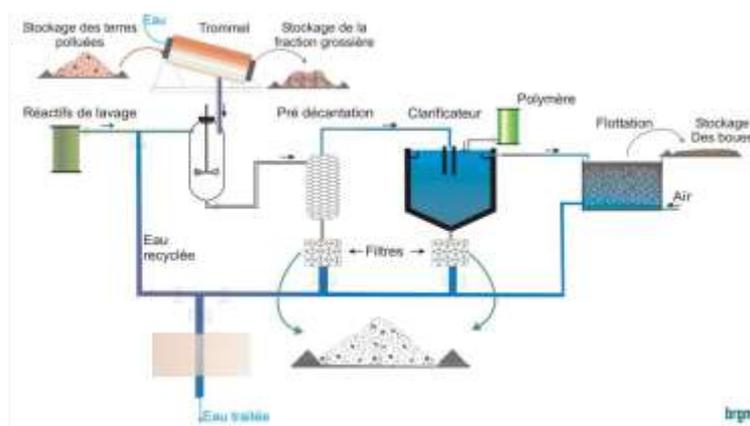


Figure 4.7. schéma de principe du lavage ex situ. (BRGM 2010)

Le **Tableau 4.9** résume les principales techniques physiques et chimiques utilisés pour le traitements des sols par les métaux .La plupart des techniques physico-chimiques sont onéreuses et altèrent significativement la qualité agronomique des sols contrairement aux méthodes biologiques.

Tableau 4.9.resume des techniques physiques et chimiques de rehabilitations des sols pollues adapte de roudier 2004 et colombano 2010

Principe	Caractéristiques et avantages	Limites	Performances
Lavage des sols			
Tous les procédés de lavage de sol impliquent un traitement du sol sous forme d'une boue fluide (slurry) en utilisant un liquide de lavage comme l'eau ou un solvant organique soit par séparation des particules fines de sol, qui contiennent des contaminants sous forme d'un concentrat soit par le transfert de la contamination dans le milieu liquide.	<ul style="list-style-type: none"> • Récupération d'une partie propre recyclable • l'efficacité d'extraction reste négligeable en utilisant des procédés de lavage classiques, mais elle peut être augmentée en ajoutant des acides ou des agents oxydants, comme H₂O₂, HClO dans l'eau. 	<ul style="list-style-type: none"> • limité par la quantité de fines dans le sol (inférieures à 63 µm) • Résidu concentré en polluants • les agents de nettoyages peuvent réagir avec le sol • volume récupérer peu être grand donc nécessite un traitement couteux 	
Inertage et Stabilisation			
Fixation de la pollution dans la matrice du sol en réduisant la	Site à conserver en mémoire <ul style="list-style-type: none"> •Délais rapides 		

mobilité du contaminant grâce a des réactions chimiques et l'augmentation de la capacité de sorption sur des matériaux en ajoutant des adjuvants pour qu'il ne soit plus mobilisable par lixiviation	•Coûts moyens		
Electrocinétique			
Le but de l'électrocinétique est d'entraîner la migration des contaminants suivant un champ électrique, via électro-osmose, électromigration ou électrophorèse	•La direction et la vitesse des espèces ioniques dépendent de leur charge globale, de leur polarité et de l'ampleur de l'électro-osmose.	L'hétérogénéité des sols peut rendre le traitement long et couteux. Limité par la solubilité du contaminant et sa désorption.	75 à 95 % pour le plomb, le cadmium et l'uranium (concentrations initiales de 2 000 mg/kg)

4.3.2 Traitements Biologiques Bioremediation

L'option biologique, dite atténuation naturelle, ou bioremédiation fait référence à l'utilisation de micro-organismes pour réduire ou supprimer l'effet des contaminants dans l'environnement et elle semble être une alternative intéressante. Elle peut être couplée à des technologies de traitement physique ou chimique. De plus, il s'agit d'une technique non invasive, laissant l'écosystème intact (Vidali2001).

- **L'atténuation naturelle**

Elle consiste uniquement en un suivi analytique de l'abattement de la pollution. Cette technique part du principe que la microflore indigène d'un site pollué a su s'adapter à la pollution considérée et peut utiliser les polluants comme nutriments. La population bactérienne capable d'utiliser ces polluants prolifère et peut alors devenir dominante (Mulliganet Yong 2004). Cette technique est néanmoins appliquée à un nombre réduit de sites en raison du temps de dépollution qui peut parfois atteindre plusieurs dizaines d'années et de la surveillance permanente qui s'impose (Heitzer et Saylor 1993).

• **La Biostimulation**

Elle consiste à accroître l'activité de la microflore indigène, notamment en terme de croissance et de dégradation, par apport de nutriments (carbonés comme source d'énergie, minéraux) et/ou d'accepteurs finaux d'électrons (oxygène, nitrate, sulfate) pour pallier la pauvreté en nutriments du sol disponibles pour les microorganismes.

• **La Bioaugmentation**

C'est l'ajout de microorganismes d'intérêt dans le sol, a pour but de stimuler la dégradation des polluants organiques et d'agir sur la spéciation des polluants inorganiques. Les microorganismes employés peuvent être issus de sélections réalisées à partir d'échantillons environnementaux (sols, sédiments, boues, etc.). Ils sont ensuite cultivés en masse et inoculés dans leur environnement d'origine ou dans un autre environnement. Des microorganismes génétiquement modifiés peuvent être utilisés à ce titre mais leur introduction dans l'environnement doit faire l'objet de contrôles poussés (Sayler et Ripp 2000).

Exemple industriel :sur un site contaminé par de nombreux polluants inorganiques (métaux lourds : As, Ba, Cd, Cu, Hg, Ni...), l'application de conditions anaérobies par saturation en eau et l'ajustement des concentrations en nutriment a permis la biolixiviation des différents métaux en présence (**Tableau 4.10**)

Tableau4.10. Concentrations en polluant dans le sol avant et après traitement biologique anaerobie (vogel, 2001)

Composés	Concentration initiale (ppm)	Concentration finale (ppm)
Arsenic	11	< 0,1
Baryum	< 0,1	< 0,1
Cadmium	8	< 0,1
Chrome	80	10
Cuivre	600	220
Plomb	350	90
Mercure	1	< 0,1
Nickel	65	30
Sélénium	1	< 0,1
Argent	< 0,1	< 0,1
Zinc	800	130

- **Immobilisation des métaux**

Elle regroupe la biosorption (réaction rapide, aspécifique, dépend des propriétés des parois microbiennes) ,la bioaccumulation (piégeage des métaux dans la cellule par des composés similaires aux métallothionéines (Howeet al.1997) ou aux phytochélatines (Rausser 1995), la précipitation des métaux par réduction des composés métalliques par les bactéries sulfato-réductrices ou par sécrétion d'oxalate, phosphates et carbonates (Gadd 2004) et les réactions d'oxydoréduction: réduction des sulfates qui précipitent sous forme de sulfures métalliques ou réduction d'autres éléments .

- **Utilité des métabolites microbiens en bioremédiation**

La mobilité des métaux peut être augmentée dans le sol grâce à la production de métabolites microbiens tels que les biosurfactants, sidérophores et acides organiques (Braud 2010) . Leurs effets sont reportés dans le **Tableau 4.11**

Tableau 4.11 Effet des métabolites microbiens sur la mobilité des métaux dans le sol

Microorganismes	Métabolites Produits	% de métaux mobilisés	Conditions de l'étude
Bacillus subtilis	Surfactine (biosurfactant)	70% Cu, 22% Zn	Lavages du sol avec de la surfactine
Pseudomonas aeruginosa	Pyoverdine Pyochéline (sidérophores) Rhamnolipides (biosurfactant)	60% Cd, 40% Pb, 40% Zn	Lavage d'un sol contaminé avec des rhamnolipides
Pseudomonas fluorescens	Pyoverdine Pyochéline Viscosine (biosurfactant) Gluconate (acide organique)	60% Zn	Inoculation de la bactérie dans un milieu gélosé avec du phosphate de zinc
Aspergillus niger	Acides citrique, oxalique Sidérophores fongiques	37% Cr, 91% Hg, 85% Pb	Inoculation dans un sol argileux contaminé
Penicillium simplicissimum	Acides citrique, oxalique Sidérophores fongiques	54% Co, 36% Ni	Inoculation dans de la latérite

Phytoremédiation

C'est l'utilisation directe de plantes pour la réduction in situ des risques liés aux sols, boues et sédiments contaminés et aux eaux souterraines, par l'extraction, la dégradation ou le confinement des polluants» (EPA 2000).

- **La phytostabilisation**

Elle est fréquemment appliquée à des sols contaminés par des métaux (bismuth, cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc) et métalloïdes (arsenic, antimoine). Elle consiste à mettre en place un couvert végétal, soit par le semis ou la plantation, en améliorant le plus souvent les propriétés physiques et chimiques du sol, par fertilisation ou ajout d'amendements comme les amendements calciques (craie , calcaire , chaux ..etc.) , matières organiques (boue de station d'épuration , composte ..etc.) , cendres cycloniques..etc. Plusieurs techniques basées sur le principe de phytoremédiation ont été résumées dans le Tableau 4.1

Tableau 4.12. caractéristiques des différentes techniques utilisées en phytoremédiation (braud 2010)

Techniques	Rhizofiltratio	Phytostabilisation	Phytoextraction	Phytovolatilisation	Phytodégradation
Mécanismes	Accumulation, adsorption, précipitation	Complexation, adsorption, précipitation	Accumulation et Hyperaccumulation	Volatilisation	Dégradation rhizosphérique
Type de polluant	Inorganique	Inorganique	Inorganique	Organiques/inorganiques (As, Hg, Se)	Organiques (solvants chlorés, herbicides)
Substrats traités	Milieux aqueux	Sols, sédiments, boues	Sols, sédiments, boues	Sols, sédiments, boues	Eaux, sols, sédiments, boues
Plantes utilisées	H.annuus, B.juncea, N.tabacum, Zea mays	Plantes exclusives (Agrostis tenuis)	Hyperaccumulatrice ou accumulatrice à forte biomasse	Plantes modifiées génétiquement	Tout type de plante hébergeant des rhizobactéries
Avantages	Utilisation in situ et ex situ	*Limite le risque de lixiviation et d'érosion *Solution rapide	*Utilisation in situ Adaptée aux pollutions diffuses	Dilution de la pollution dans l'air Pas de traitement des déchets végétaux	Pas de traitement des déchets végétaux
Inconvénients	Dépend du système racinaire	*Dépend du système racinaire *Nécessite une surveillance *N'élimine pas le polluant du sol	*Dépend du système racinaire *Retraitement des déchets produits	*Le risque d'exposition atmosphérique n'a pas été quantifié *Utilisation d'OGM	*Limité à des polluants facilement dégradables *Dépend des rhizobactéries associées

• **Phytoextraction**

Cette technique est basée sur le prélèvement des métaux par des plantes dotées d'une capacité de résistance aux métaux, d'une croissance rapide, d'un système racinaire développé, d'une aptitude à produire beaucoup de biomasse et à être capable de transloquer les éléments vers les parties récoltables (Chaney et al.1997; McGrath et al.2002). La biodisponibilité des métaux toxiques dans les sols est un facteur critique affectant l'efficacité de la phytoextraction des métaux . Plusieurs approches ont été développées (Braud 2010) (**Tableau 4.13**) :

1. l'utilisation de plantes hyperaccumulatrices
2. l'utilisation de plantes à forte biomasse dont l'efficacité de prélèvement des métaux peut être augmentée par l'ajout de chélatants chimiques ou couplée à la bioaugmentation .
3. l'utilisation d'arbres à croissance rapide.

Tableau 4.13. nombre d'espèces hyperaccumulatrices connues pour différents métaux et familles les plus représentées (baker et al.2000; brook et al.1998; dubourg et al.2001).

Eléments	Nbre d'espèces	Nombre de familles	Familles les plus représentées
As	2	1	Pteridaceae
Cd	2	1	Brassicaceae
Co	28	11	Lamiaceae, Scrophulariaceae
Cu	35	15	Cyperaceae, Poaceae, Lamiaceae, Scrophulariaceae
Mn	9	5	Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae
Ni	317	37	Brassicaceae, Cunoniaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Violaceae
Pb	14	7	Asteraceae, Brassicaceae
Se	20	7	Fabaceae
Tl	1	1	Brassicaceae
Zn	13	5	Brassicaceae, Violaceae

Exemples d'application :

Du vetiver et du colza ont été cultivées dans 4 types de sols miniers pollués en Tunisie, On a constaté que, malgré les fortes teneurs en métaux lourds enregistrées dans les sols, la culture du vétiver et du colza s'installe avec succès sur les 4 types de sols. L'analyse de la concentration foliaire en métaux a montré une forte accumulation métallique atteignant 667 mg/Kg MS de fer ; 133,8 mg/Kg MS de zinc et 72,45 mg/Kg MS de plomb pour le vétiver alors que le colza accumule 1063 mg/kg MS de fer ; 298,75 mg /Kg MS de zinc et 27,9 mg/Kg MS de plomb. Le colza a enregistré un taux d'accumulation plus élevé que le vétiver, en effet elle accumule 40% de zinc ; 6,84 % de fer et 0,7% de plomb alors que l'accumulation chez le vétiver ne dépassent pas le 8,5% de zinc ; 4,1% de fer et 0,18 % de plomb. Ces résultats ont montré un pouvoir d'accumulation du zinc plus important que celui du fer et du plomb pour les deux espèce (**Figure 4.8 et 4.9**) (Slim et al 2017)

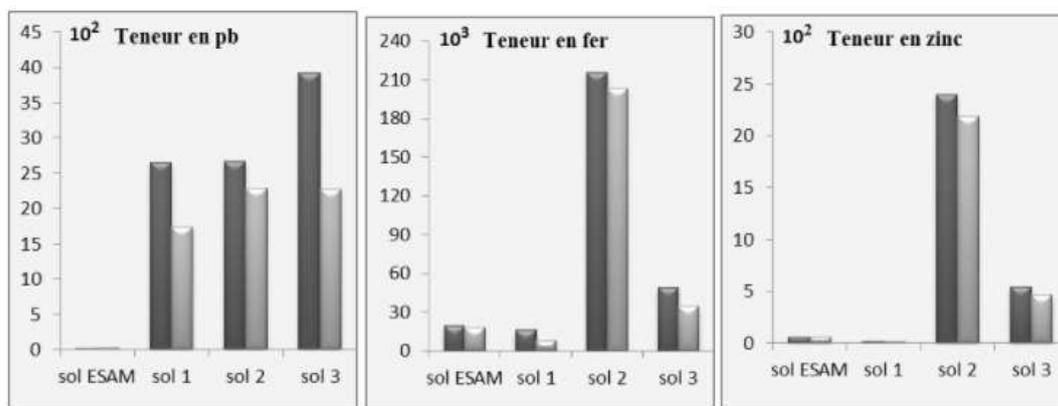


Figure 4.8. Concentration en zinc (a), plomb (b) et fer (c) dans les quatre types de sols avant et après la phytoremediation (en mg /kg ms) (slim et al 2017)

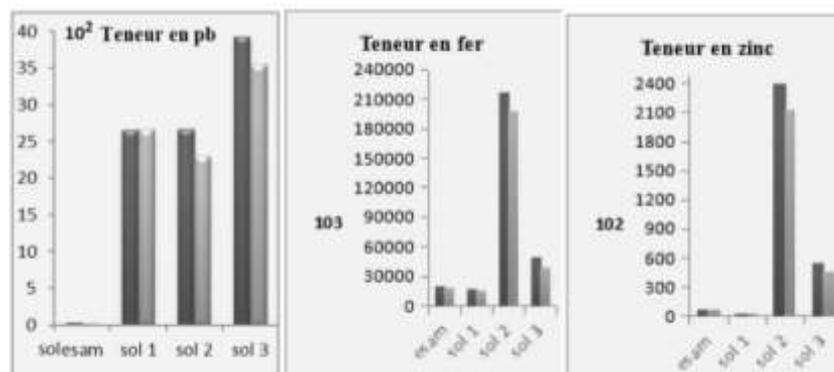


Figure 4.9. Concentration en zinc (a), plomb (b) et fer (c) dans les quatre types de sols avant et après la phytoremediation en (mg/kg ms) (slim et al 2017)

- **Phytoextraction assistée chimiquement**

Afin de réduire la durée de phytoextraction, des adjuvants ont été testés de façon à augmenter la mobilité des métaux dans le sol et donc la concentration en métaux dans la plante (**Braud 2010**). Parmi ceux-ci, les plus étudiés sont les acides aminopolycarboxyliques (APCA), molécules chélatant les cations métalliques, telles que les acides éthylènediaminetétraacétique (EDTA), nitrilotriacétique (NTA), hydroxyléthylènediaminetétraacétique (HEDTA) ou diéthylènepentaacétique (DTPA). Les APCA favorisent la désorption des métaux de la phase solide et souvent leur accumulation dans la plante, l'inconvénient de cette approche est la forte solubilisation du contaminant qui, non absorbé par les racines, est lixiviable par les eaux météoriques. Apportés en trop forte dose, les APCA peuvent également être toxiques pour les végétaux, la microflore et la faune du sol. L'acidification de la rhizosphère ainsi que l'introduction de micro organismes dans celle-ci sont aussi une alternative (Sterckman et al 2009).

La phytoremédiation est une des rares solutions intéressantes de réhabilitation durable des sols et des zones aquatiques dégradés ou contaminés par les métaux lourds. La durée de phytoextraction est l'un des facteurs limitants majeurs ; le traitement des sols pouvant atteindre plusieurs années, voire dizaines d'années (**Tableau 4.14**).

Tableau 4.14. estimation de la durée de traitement pour réduire la concentration en pb d'un sol de 100 mg/kg de sol sec sur 30 cm de profondeur en fonction des caractéristiques de production et d'accumulation la plante (baker et al.2000).

Concentration en Pb (mg/kg MS)	Quantité de métal extrait (kg/ha/an)	Durée du traitement (en années)
Non-hyperaccumulatrices		
50	0.25	1800
50	0.50	900
50	0.75	600
50	1.00	450
50	1.25	360
500	2.50	180
500	5.00	90
500	7.50	60
500	10.00	45
500	1.25	36
Hyperaccumulatrices		
1000	5.00	90
10000	50.00	9
20000	100.00	4.5

Une durée raisonnable, inférieure à 5 ans, nécessite l'utilisation d'espèces à croissance rapide ou d'améliorer des plantes existantes par insertion de gènes responsables de l'hyperaccumulation qui n'ont à ce jour pas encore été découverts. Il faudrait entre 60 à 250 ans pour faire baisser la concentration en cadmium d'un sol peu contaminé de 5 à 2 mg.kg⁻¹ en utilisant des plantes faiblement accumulatrices et à forte production de biomasse (comme le tabac, le colza ou le peuplier). En utilisant un hyperaccumulateur comme le tabouret calaminaire, une quinzaine d'années seraient nécessaires pour traiter une telle contamination (Sterckman et al 2009) .

CONCLUSION

CONCLUSION

L'augmentation des besoins en matières minérales est en première ligne car elles soutiennent les activités humaines de base, mais aussi tous les développements dans le domaine des nouvelles technologies, de la mobilité et de l'énergie. Le secteur des mines et des métaux possède un potentiel extraordinaire de contribution au développement social et économique. En effet, une même ressource peut avoir des qualités, des usages et des valeurs très différents. Cependant les activités d'extraction et de traitement des minéraux sont particulièrement énergivores avec une importante empreinte écologique et peuvent générer des quantités massives de matières toxiques, qui peuvent avoir des effets néfastes sur les eaux, les sols, l'air et l'ensemble de la biodiversité. Leur stockage et leur mauvaise gestion peuvent parfois être responsables de graves catastrophes écologiques.

Le potentiel minier que possède l'Algérie n'est pas des moindres et promet une économie nationale stable et diversifiée. Cependant la réglementation et la mise en place d'une gestion durable de l'activité minière en Algérie reste timide voir absente vis-à-vis de la gestion et de la réhabilitation des mines fermées qui sont source de graves problèmes environnementaux comme c'est le cas de la mine de Azzaba. Les résidus des mines abandonnées ou en activité menacent quotidiennement les écosystèmes et la santé humaine et la génération de DMA provenant de ces mines comme celle de Sidi Kember est extrêmement préoccupante. L'Algérie devra intégrer dans ses projets de développement des conditions pour que les entreprises minières, métallurgiques et autres investissent et fleurissent dans le respect de l'environnement et devront être en collaboration avec les entreprises et société civile pour une pleine contribution à une économie durable et socialement progressive.

Un large éventail de technologies est disponible pour prévenir la génération et/ou le traitement des DMA avant leur rejet. Les techniques d'atténuation varieront en fonction de facteurs spécifiques au site. Les méthodes de traitement sont coûteuses et laborieuses. Par conséquent, la prévention et l'atténuation sont généralement préférables au traitement. Quant aux traitements des sols pollués par les métaux lourds les phytotechnologies semble être la meilleure alternative pour une remédiation en adéquation avec le développement durable, mais la durée d'application de ces méthodes et leurs efficacité à certains niveau de contamination reste une contrainte .

Les concepteurs et les exploitants miniers peuvent réduire les impacts écologiques grâce à une surveillance de base et à l'intégration de mesures d'atténuation pendant les étapes initiales de la planification de la mine pour contrôler les sources de pollution potentielle.

Le monitoring (processus de suivi) est essentiel à la mise en œuvre et au progrès vers une production propre et durable dans l'industrie minière en soutenant la prise de décision par les gouvernements et les parties prenantes promouvant la transparence grâce à des données accessibles et comparables, et se conformer aux réglementations locales et internationales. Les plans de surveillances doivent être conçus pendant la phase de planification de faisabilité de la mine et devrait inclure des procédures pour toute la durée de vie de la mine (Jain et al., 2016).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUE

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME (2009). Traitabilité des sols pollués - Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances .Guide méthodologique, Version 0 - 15 octobre 2009, 123 p <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/traitabilite-sols-pollues-guide-methodologique-evaluation-2008-rapport-final-2.pdf>
- Agence Nationale Algérienne des Activités Minières.(2020). Potentialités minières et substances exploitées. https://www.anam.gov.dz/geologie_alg/index.php?lien=5&lang= fr
- Alliance Nationale de Coordination de la Recherche pour l'Energie. (2015). Sol et sous-sol . Ressources minérales et énergie , Chapitre 3.
- Alligui, F., Boutaleb, A. (2020). Impact of Mercury Mine Activities on Water Resources at Azzaba-North-East of Algeria. American...
- Attoucheikh , L. (2017) . Etude de la pollution induite par la mine de BOU CAID (Tissemsilt) : apport des méthodes magnétiques. Thèse de Doctorat . Université des sciences et de la technologie Houari-Boumediène(USTHB).
- Aubertin, M., Bussière, B., Zagury, G.J. (2010). La gestion des rejets miniers au Québec. L'état du Québec 2011, Institut du nouveau monde, Boréal, p. 225-232.
- Bares, L.A.(1993). Méthodes de dépollution des sols et des eaux pollués par des métaux. BRGM ,R 36 682, pp 34-50 .
- Bell. G.F, Donnely ,J.L.(2006). Mining and it's Impact on the Environment. Taylor & Francis e-Library .
- Braud, A.(2007) Procèdes de phytoextraction couplée à la bioaugmentation d'un sol agricole polycontaminée par du chrome, du mercure et du plomb. Thèse de Doctorat . Université de Haute Alsace – Mulhouse.
- Caraballo, M.A., Macías, F., Rötting, T.S., Nieto, J. M., Ayora, C. (2011b). Long term remediation of highly polluted acid mine drainage: A sustainable approach to restore the environmental quality of the Odiel river basin. Environmental Pollution, 159 (12), 3613-3619.
- Charchar , N., Laid Bouchaala , L., Bouyahmed, H. , Gherib, A.E.F, Lehout, A .(2020). Effect of heavy metals on soil microbial quality of an abandoned mining area Sidi Kamber, North-East of Algeria. Eurasian Journal of Soil Science . p4 Center for Biotechnology Research (CRBt), Constantine, Algeria.
- Chernoff .B ,Orris.G.J (2021) . Data set of world phosphate mines, deposits, and Mines, Deposits, and Occurrences—Part A. Geologic Data
- Colombano,S. Saada,A. ,Guerin,V., Bataillard,P., Bellenfant,G., Beranger, D. Hube, C., Blanc, .C., Zornig, Girardeau , I .(2010) . Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices . Rapport final BRGM/RP-58609 .
- Dassamiour,M .(2015) . Économie et Valorisation Minière, Chapitre 2 .
- Dong ,L., Deng, S., Wang , F.(2020). Some developments and new insights for environmental sustainability and disaster control of tailings dam. Journal of Cleaner Production . Elsevier .
- Drelich, J. (2012) .Water in Mineral Processing. pp 187-188. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. (SME).
- Drezet , E. (2014) . L'énergie des métaux. Les besoins énergétiques de l'activité minière .CNRS, <https://ecoinfo.cnrs.fr/2014/09/03/2-lenergie-des-metaux/>
- Dudka , S, Dommy ,C.A .(1997). Environmental Impact of Metal ore Mining and Processing , pp 3-9.

- Federal Ministry for Sustainability and tourisme . (2019). Iron and ferro-alloy metals ,non-Ferrous metals , precious metals industrial ,minerals and mineral Fuels .World Mining Data (WMD), Volume 34.
- Global Alliance on Health and Pollution (GAHP). Summary guidance on soil screening levels (1). Version 1, December 2013. <http://www.gahp.net/new/wp-content/uploads/2013/12/GUIDANCE-ON-SCREENING-LEVELS-Version-1-Dec-2013.pdf>.
- Haridi ,Z (2012). Evaluation citoyenne et les stratégies de préservation du patrimoine naturel –Algerie . Evaluation environnementale pour une gestion durable des ressources minières , énergétique et biologique .pp 8-11.
- <http://ssp-infoterre.brgm.fr/quelles-techniques-quels-traitements>
<http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-58609-FR.pdf>
- International Institut for Environnement and Développement.(2002) . Mines, minéraux et développement durable (MMSD) . Chapitre 9.
- Itard, Y.,Bosc, R.(2001) .Traitements et Préventions des drainages acides provenant des résidus miniers . BRGM ,RP-54910-Chapitre 4.
- Jain , R.K, Zendghi, C , Jeremy , K.D . (2006) . Environmental Impact of Mining And Mineral Processing Management, Monitoring, and Auditing Strategies. Elsevier .
- Johnson,D.B. Hallberg, B.K. (2005) . Acid mine drainage remediation options : a review . Science of the Total Environment 338 (2005) 3 – 14 .
- Les entreprises coloniales françaises – Algérie (2021) . l'industrie minière en Algérie (1853-1966), L'Écho des mines et de la métallurgie, 1907.
- Martinez , J.M. (2014). Application of sulfate reducing bacteria in acid mine drainage active remediation. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Matheus , P.(2018). Les techniques et conditions d'exploitation des mines aurifères. Annales des Mines - Réalités industrielles, pp 10-19.
- Mosbah , M.(2012). Etude écologique de la végétation des bordures d'un oued en région semi aride ,cas de l'oued Dahimine (Wilaya de Oum El Bouaghi). Thèse de Doctorat. Université Constantine 1.
- Mouloud Issaad, M., Boutaleb, A., Kolli, O., Edahbi , M. , Hakkou, R. (2019). Environmental characterization of mine waste at the Pb–Zn Sidi Kamber abandoned mine (NE Algeria).p433.Springer .
- Narsis, S.(2012). Contribution à l'étude d'impact de l'exploitation du gisement ferrifère de la mine de l'Ouenza sur l'environnement (Algérie). Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie.
- Ness, I., Janin, A. and Stewart, K. Passive Treatment of Mine Impacted Water In Cold Climates: A review.Yukon Research Centre, Chapitre 2,Yukon College.
- occurrences.USGS.part a. Geologic data.
- Potvin , R.(2009) . Evaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide .Thèse de Doctorat . université du Québec à Montréal.
- Poty. B , Roux. J.(1998) . Minerais d'uranium. Techniques de l'ingénieur, <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/energies-th4/cycle-du-combustible-nucleaire-de-la-mine-a-la-fabrication-du-combustible-42201210/minerais-d-uranium-bn3570/>
- Rakotonimaro, T.V. (2017). Prétraitement et traitement passif du drainage minier acide ferrifère. Thèse de Doctorat. université du Québec à Montréal .
- Revuelta, M.B. (2018). Mineral resources from exploration to sustainability assessment. Springer.

- Roudier, P.(2004). g26 70 Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués. Fiches de syntheses ., Techniques de l'ingénieur.
- Seklaoui , M., Boutaleb .A., Benali .,H., Alligui .,F., Prochaska .,W.(2016). Environmental assessment of mining industry solid pollutionin the mercurial district of Azzaba, northeast Algeria . Springer .
- Simate , S.G , Ndlovu, S.(2021). Acid Mine Drainage From Waste to Resources . Part 1, Part 2. Taylor & Francis Group.
- Slim,S., Aziez, F.E.B.,Madjoub, B .,Fitouri, S.D.(2017). Phytoremédiation par les cultures de vétiver (*Chrysopogon zizanioides* L.) et du colza (*Brassica napus* L.) des sols miniers pollués en Tunisie. journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, 22(4), 1014-1021,chapitre 2-3b
- Zia-ur-Rehman, M., Umair,M. (2019). Inorganic Amendments for the Remediation of Cadmium-Contaminated Soils, chapitre 4 .