



HAL
open science

Développement d'une méthodologie pour une meilleure évaluation des impacts environnementaux de l'industrie extractive

Kouadio Assemien François Yao

► **To cite this version:**

Kouadio Assemien François Yao. Développement d'une méthodologie pour une meilleure évaluation des impacts environnementaux de l'industrie extractive. Sciences de la Terre. Université Montpellier; Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 2018. Français. NNT: 2018MONTG001 . tel-01748054

HAL Id: tel-01748054

<https://theses.hal.science/tel-01748054>

Submitted on 29 Mar 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

En Sciences de l'eau

École doctorale : GAIA

(Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau)

Unités de recherche : LGEI (IMT Mines Alès) et UFR STRM
(Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire)

Développement d'une méthodologie pour une meilleure évaluation des impacts environnementaux de l'industrie extractive

Présentée par : Kouadio Assemien François YAO
Le 02 Février 2018

Sous la direction de Mr Miguel LOPEZ-FERBER et Mr Théophile LASM

Devant le jury composé de

Mme Valérie LAFOREST, Directrice de Recherches, IMT Mines Saint-Etienne	Rapporteur
Mr Michel JEBRAK, Professeur, Université de Québec à Montréal	Rapporteur
Mr Patrick SEYLER, Directeur de Recherches IRD, Université de Montpellier	Président du jury
Mr Yann GUNZBURGER, Maître de Conférences, Université de Lorraine	Examineur
Mr Jacques BOURGOIS, Professeur Émérite, IMT Mines Saint-Etienne	Examineur
Mr Miguel LOPEZ-FERBER, Professeur, IMT Mines Alès	Directeur
Mr Théophile LASM, Professeur des Universités, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan	Co-Directeur
Mr Blaise Koffi YAO, Maître de Conférences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan	Encadrant
Mr David SALZE, Maître de Conférences, IMT Mines Alès	Invité



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER



Remerciements

Un travail de recherches ne peut être le fruit d'une seule personne. C'est pourquoi, je tiens à traduire dans ces premières lignes du manuscrit, toute ma gratitude à l'endroit des personnes qui, de près ou de loin, d'une manière ou d'une autre ont contribué à sa réalisation.

Mes premiers remerciements vont à l'endroit de Mme Valérie Laforest, Directrice de Recherches à IMT Mines Saint-Etienne, Mr Michel Jebrak, Professeur à l'Université de Québec à Montréal, Mr Patrick Seyler, Directeur de Recherches IRD à l'Université de Montpellier, Mr Jacques Bourgois, Professeur Émérite à IMT Mines Saint-Etienne et Mr Yann Gunzburger, Maître de Conférences à l'Université de Lorraine pour avoir accepté de juger ce travail.

J'adresse aussi un merci particulier à mes deux directeurs de thèse. Mr Miguel Lopez-Ferber, Professeur à IMT Mines Alès et à Mr Théophile Lasm, Professeur à l'Université Félix Houphouët-Boigny (Côte d'Ivoire) qui ont sagement dirigé ces travaux de recherches. Merci à vous pour m'avoir fait confiance, pour vos conseils, votre disponibilité et surtout pour votre dextérité à redresser « le bateau » lorsqu'il prend beaucoup d'eau.

Je remercie également Mr David Salze, Mr Guillaume Junqua, Mr Blaise Koffi Yao et Mr Olivier Belcourt qui ont participé activement à l'encadrement de ces travaux. Merci à vous pour votre disponibilité, vos conseils, et votre patience face à mes innombrables questionnements. J'adresse un merci particulier à Mr David Salze, initiateur du projet de thèse, pour m'avoir fait confiance et pour avoir été toujours présents à mes côtés.

Pour cette thèse, j'ai été très bien accueilli au Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel (LGEI) de l'IMT Mines Alès. Je tiens à remercier tous ses membres avec qui j'ai passé de très beaux moments. Tout d'abord j'adresse un grand merci à Mme Anne Johannet, responsable de mon équipe (ESAH) et actuelle Directrice du LGEI pour la grande bienveillance qui la caractérise. Merci Anne, pour vos conseils, vos efforts pour la bonne intégration des « nouveaux arrivants » et le bon déroulement de leur séjour au Laboratoire. Aussi, merci à Cathy B., Corinne, Valérie et Andrée, pour leur disponibilité et leurs conseils pour les questions administratives. Et enfin, bien sûr, merci à vous chers camarades doctorants et stagiaires pour tous ces beaux moments passés ensemble, ces discussions chaleureuses pendant les pauses. Merci à Takoua avec qui j'ai partagé le stress et les difficultés de la thèse ; à Erwan et Pyrène avec qui j'ai commencé la thèse et tous les autres

qui nous ont rejoint par la suite. Rémi, Adrien, Perrine, Pascale, Ibrahim, Jocelyn, Brahim, Michael, Charlotte, Suzana, Yannick, Émilie, Thibaut, Thomas et Quentin. Merci à tous !

Aussi voudrais-je traduire ma reconnaissance à tous les enseignants du Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement (LSTEE) qui m'ont aidé lors de mon séjour en Côte d'Ivoire. Merci à vous, Messieurs Ahoussi Kouassi, Youan Ta Marc, Aké Gabriel, Kouamé Kan, Baka Derving, Kouman Nestor, Dongo Kouassi, De Lasme et Zahibo Oscar pour vos conseils et votre disponibilité.

Je remercie aussi tous mes camarades doctorants de l'UFR STRM (Côte d'Ivoire) et plus particulièrement ceux de la Promotion SORO. Merci à Egoran Blandine, N'dri Alexis, Bohoussou Élisabeth, Atto Désiré, Aoulou Aristide, Késsé Dion, Ehounou Jean Noel, Dékoula Charles et Brou Solange sans oublier Essé Joseph qui nous a quitté tôt pour l'au-delà. Puisse son âme reposer en paix.

À mes parents, Yao N'guettia et Abenan Dongo, j'exprime ma profonde reconnaissance pour leur soutien indéfectible. Merci à mon oncle Kouakou Etienne pour son soutien financier et ses encouragements continus. Merci à mon frère Albert et tous mes cousins qui ont toujours cru en moi et n'ont cessé de m'encourager.

Enfin, je remercie mes amis Bly Riderge, Kra Jean Jacques, Bouatini Jean Michel, N'gatta Déborah, Oka Armel, Akokponhoué Bertrand, Paulin Théodore et Pathé Diallo pour leur soutien.

Table des matières

Remerciements	V
Table des matières	VII
Liste des Figures.....	IX
Liste des Tableaux.....	XII
Liste des acronymes	XV
Introduction générale.....	1
Chapitre 1 : État de l’art	6
1.1. Exploitation minière	7
1.1.1. Exploration	8
1.1.2. Construction et développement	9
1.1.3. Exploitation et traitement	10
1.1.4. Fermeture et après-mine	14
1.2. Évaluation d’impact environnemental dans l’industrie minière	14
1.2.1. Étude d’impact environnemental (EIE).....	16
1.2.2. Analyse du Cycle de Vie (ACV).....	22
Conclusion partielle.....	39
Chapitre 2 : Méthodes utilisées et Étude de cas	41
2.1. Méthodologie d’Analyse du Cycle de Vie (ACV)	42
2.2. Méthodes d’étude de l’état initial de la zone d’étude	43
2.2.1. Études des caractéristiques physico-chimiques des eaux, des sols/sédiments	43
2.2.2. Étude de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères par la méthode DRASTIC	47
2.3. Étude de cas : la mine d’or d’Afema	51
2.3.1. Localisation de la zone d’étude	51
2.3.2. Étude de l’état initial de la zone d’Afema	60
2.3.3. Application de la méthodologie d’ACV à la mine d’Afema	66
Conclusion partielle.....	71
Chapitre 3: Résultat du développement méthodologique : Méthodologie d’Analyse et d’Évaluation des Impacts Environnementaux Miniers (MAEIMIN)	73
3.1. Contexte et objectif de MAEIMIN	74
3.2. Étapes de la méthode	78
3.3. Étude de cas : Mine d’or d’Afema	90
3.3.1. Estimation et évaluation des impacts.....	91
Conclusion partielle.....	94
Chapitre 4: Résultats de l’étude de cas.....	95

4.1.	Étude des caractéristiques physico-chimique des eaux, des sols et des sédiments de la zone minière d’Afema.....	96
4.1.1.	Classification hydrochimique des eaux d’Afema.....	96
4.1.2.	Étude du mécanisme de minéralisation des eaux par l’Analyse en Composantes Principales (ACP) ..	98
4.1.3.	Évaluation de l’indice de qualité des eaux (WQI).....	119
4.1.4.	Évaluation de la qualité des sols et des sédiments de la zone d’étude	121
4.1.5.	Discussion	133
4.2.	Vulnérabilité intrinsèque des aquifères de la zone d’Afema par la méthode DRASTIC ..	136
4.2.1.	Cartographie de la fracturation et perméabilité induite	136
4.2.2.	Vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines.....	138
4.2.3.	Validité de la carte de Vulnérabilité.....	140
4.2.4.	Discussion	143
4.3.	Résultats de l’analyse et de l’évaluation des impacts environnementaux de la mine d’Afema.....	145
4.3.1.	Cas des eaux souterraines.....	145
4.3.2.	Cas des eaux de surface.....	152
4.3.3.	Discussion	158
4.3.4.	Mesure de réduction	159
4.4.	Résultats de l’analyse du cycle de vie (ACV) de la mine d’Afema	161
4.4.1.	Impacts globaux	161
4.4.2.	Impacts <i>off-site</i> et <i>on-site</i> selon les phases de vie de la mine.....	162
4.4.3.	Contribution des catégories d’impacts aux dommages sur les aires de protection.....	163
4.4.4.	Identification des principales activités responsables des impacts identifiés	169
4.4.5.	Discussion	173
Chapitre 5 : Discussion générale et recommandations.....		177
5.1.	Comparaison de la vulnérabilité obtenue par MAEIMIN et celle calculée par DRASITC.....	178
5.2.	Comparaison des résultats de l’évaluation des impacts par MAEIMIN et ceux du rapport d’EIE	179
5.2.1.	Rappel des résultats de l’EIE (Nexon consulting, 2013).....	179
5.3.	Comparaison des résultats de l’ACV et ceux du rapport d’EIES.....	187
5.4.	Comparaison des résultats de l’ACV et ceux de MAEIMIN	188
Conclusion générale		191
Références bibliographiques		194
ANNEXES		211

Liste des Figures

Figure 1-1 : Exploration minérale : exploration initiale (a), exploration avancée (b) (Kamgang, 2015).....	8
Figure 1-2 : Construction d'une mine au Burkina Faso (ORTEC, 2017).....	10
Figure 1-3 : Exploitation par gradins et banquettes de mine à ciel ouvert : mine de cuivre en République Démocratique du Congo (a), mine d'or en Côte d'Ivoire (b).....	11
Figure 1-4 : Schéma simplifié du procédé Merrill-Crowe de cémentation de l'or sur la poudre de zinc (Blazy et Jdid, 2010).....	13
Figure 1-5 : Schéma de principe de la métallurgie de l'or, basée sur l'emploi du charbon actif (Blazy et Jdid, 2010).....	13
Figure 1-6 : Différentes manières d'application des outils d'évaluation environnementale (D'après Baumann et Cowell, 1999).....	15
Figure 1-7 : Différentes étapes de la procédure d'EIE (adapté de Larrey-Lassalle et <i>al.</i> , 2017).....	19
Figure 1-8: Description d'une étape de l'inventaire du cycle de vie (adapté de Querini, 2012).....	23
Figure 2-1 : Principales étapes de l'Analyse du Cycle de Vie (ISO, 2006b).....	42
Figure 2-2 : Situation géographique et réseau hydrographique de la zone d'étude.....	52
Figure 2-3 : Diagramme ombrothermique de la zone d'étude pour la période de 2000-2015.....	54
Figure 2-4 : Approvisionnement en eau de la rivière Tolié à Toliéso (Photo : YAO, 2016).....	55
Figure 2-5 : Relief de la zone d' Afema.....	55
Figure 2-6: Carte géologique de la zone d'étude (Delor et <i>al.</i> , 1992, modifié).....	57
Figure 2-7 : Différentes sources d'approvisionnement en eau dans la zone d'étude.....	59
Figure 2-8 : Répartition des points de prélèvement.....	61
Figure 2-9 : Limites du système étudié : distinction entre impacts directs et impacts indirects (adapté de Loiseau, 2014).....	67
Figure 2-10 : Décomposition du système étudié.....	68

Figure 3-1 : Contributions potentielles de MAEIMIN à la procédure d'EIE.....	77
Figure 3-2 : Émergence d'eaux minières à la sortie d'une ancienne galerie (Artignan, 2008).	82
Figure 4-1 : Classification hydrochimique des eaux souterraines dans le diagramme de Piper.....	97
Figure 4-2 : Classification hydrochimique des eaux de surface dans le diagramme de Piper..	98
Figure 4-3 : Concentration en ions majeurs des eaux souterraines de la zone d'Afema.....	101
Figure 4-4 : Concentration en Cd, Pb et CN des eaux souterraines de la zone d'Afema.....	102
Figure 4-5 : Espace des variables du plan factoriel F1– F2.....	106
Figure 4-6 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F2.....	107
Figure 4-7 : Espace des variables du plan factoriel F1 – F3.....	108
Figure 4-8 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F3.....	108
Figure 4-9 : Concentration en ions majeurs des eaux de surface de la zone d'Afema.....	111
Figure 4-10 : Concentration en Cd, Pb et CN des eaux de surface de la zone d'Afema.....	112
Figure 4-11 : Espace des variables du plan factoriel F1 – F2.....	115
Figure 4-12 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F2.....	116
Figure 4-13: Espace des variables du plan factoriel F1 – F3.....	117
Figure 4-14 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F3.....	117
Figure 4-15 : Espace des variables du plan factoriel F2 – F3.....	118
Figure 4-16 : Différentes classes des eaux de surface selon la classification ascendante hiérarchique (CAH).....	119
Figure 4-17 : Pourcentage des différentes classes de qualité des eaux souterraines.....	121
Figure 4-18 : Carte linéamentaire de la zone d'Afema.....	136
Figure 4-19 : Rosace directionnelle des linéaments cartographiés.....	137
Figure 4-20 : Rosace directionnelle de la fracturation de Dibi (2008).....	138
Figure 4-21 : Carte de vulnérabilité à la pollution de la zone d'étude.....	139
Figure 4-22 : Diagramme de répartition des classes de vulnérabilité.....	139
Figure 4-23 : Superposition de la zone minéralisée avec la carte de vulnérabilité.....	140

Figure 4-24 : Superposition de la répartition spatiale des points de prélèvement avec la carte de vulnérabilité.....	141
Figure 4-25 : Répartition spatiale des teneurs en nitrates.....	142
Figure 4-26 : Évaluation de l'impact global par phase de vie de la mine (eaux souterraines).....	151
Figure 4-27 : Carte des pentes de la zone d'Afema.....	153
Figure 4-28 : Évaluation de l'impact global par phase de vie de la mine (eaux de surface)..	157
Figure 4-29: Impacts <i>off-site</i> et <i>on-site</i> de la mine d'Afema, toutes les phases de vie regroupées.....	161
Figure 4-30 : Contribution des phases de vie de la mine par rapport à l'ensemble des dommages (impacts globaux).....	162
Figure 4-31 : Contribution aux dommages sur la santé humaine.....	164
Figure 4-32 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes.....	164
Figure 4-33 : Contribution aux dommages sur les ressources.....	165
Figure 4-34 : Contribution aux dommages sur la santé humaine.....	166
Figure 4-35 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes.....	166
Figure 4-36 : Contribution aux dommages sur les ressources.....	167
Figure 4-37 : Contribution aux dommages sur la santé humaine.....	167
Figure 4-38 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes.....	168
Figure 4-39 : Contribution aux dommages sur les ressources.....	168
Figure 5-1: Illustration des facteurs ayant influencé la vulnérabilité.....	179
Figure 5-2 : Processus d'évaluation des impacts environnementaux et sociaux (Nexon consulting, 2013).....	180

Liste des Tableaux

Tableau 1-1 : Diagramme de classification des ressources (d'après McKelvey, 1980).....	9
Tableau 1-2 : Exemple de caractérisation (Source : Université Virtuelle Environnement et Développement Durable (UVED, 2012)).....	25
Tableau 1-3 : Principales caractéristiques des travaux ACV dans le secteur de l'industrie extractive.....	35
Tableau 2- 1: Pondération des paramètres de qualité.....	45
Tableau 2-2 : Classification des eaux basée sur les valeurs WQI (Ramakrishnaiah et <i>al.</i> , 2009).....	46
Tableau 2-3 : Propriétés et le poids de chaque paramètre DRASTIC (Jourda, 2005).....	50
Tableau 2-4: Indice DRASTIC reclassé et degré de vulnérabilité (Jourda et <i>al.</i> , 2005).....	50
Tableau 2-5: Concentration des métaux lourds étudiés dans la croûte continentale, extrait de Wedepohl (1995).....	63
Tableau 2-6 : Classification et cotation des paramètres DRASTIC de la zone minière d' Afema.....	65
Tableau 2-7 : Aires de protection et catégories d'impacts midpoint correspondantes.....	71
Tableau 3-1 : Définition des termes empruntés de l'analyse de risque.....	75
Tableau 3-2 : Comparaison de l'importance relative d'une paire de critères (adapté d'El Morjani, 2002).....	83
Tableau 3-3 : Matrice de comparaison (cas des eaux souterraines).....	84
Tableau 3-4: Classification des facteurs de prédisposition à la pollution des eaux souterraines.....	86
Tableau 3-5: Sources de pollution et situations dangereuses associées.....	87
Tableau 3-6 : Classification des valeurs de prédisposition à la pollution.....	88
Tableau 3-7 : Classes de gravité du phénomène « pollution des eaux » (adapté d'Amharref et Bernoussi, 2007).....	89
Tableau 3-8 : Expression du niveau d'impact environnemental par la technique des tableaux croisés.....	90
Tableau 4-1 : Variables statistiques et valeurs extrêmes.....	100
Tableau 4-2 : Matrice de corrélations entre les variables.....	103

Tableau 4-3. Valeurs propres et variances exprimées par les axes principaux.....	104
Tableau 4-4: Coordonnées factorielles des variables.....	105
Tableau 4-5 : Variables statistiques et valeurs extrêmes (eaux de surface).....	110
Tableau 4-6 : Matrice de corrélations entre les variables.....	113
Tableau 4-7 : Résultats du calcul des indices de qualité des eaux souterraines.....	120
Tableau 4-8 : Coïncidence entre les concentrations en nitrates et les classes de vulnérabilité établies.....	142
Tableau 4-9 : Résultats correspondant aux facteurs de prédisposition à la pollution des eaux souterraines d’Afema.....	145
Tableau 4-10 : Gravité des polluants Cd, Pb, As, Hg, CN et des hydrocarbures.....	146
Tableau 4-11 : Évaluation de la prédisposition à la pollution des eaux souterraines.....	147
Tableau 4-12 : Évaluation de l’importance de l’impact de la pollution des eaux souterraines.....	149
Tableau 4-13 : Résultats correspondant aux facteurs de prédisposition à la pollution des eaux de surface d’Afema.....	152
Tableau 4-14 : Évaluation de la prédisposition à la pollution des eaux de surface.....	154
Tableau 4-15 : Évaluation de l’importance de l’impact de la pollution des eaux de surface.....	155
Tableau 4-16 : Contribution relative des impacts <i>off-site</i> et <i>on-site</i> générés par les différentes phases de vie de la mine sur chacune des aires de protection.....	163
Tableau 4-17 : Tableau récapitulatif des principaux contributeurs aux dommages sur les trois aires de protection.....	169
Tableau 4-18 : Principales activités sources des impacts « globaux ».....	170
Tableau 4-19 : Principales activités sources des impacts <i>on-site</i>	171
Tableau 4-20 : Principales activités sources des impacts indirects (<i>off-site</i>).....	173
Tableau 5-1 : Scores de vulnérabilité par la méthode MAEIMIN.....	178
Tableau 5-2: Principales conclusions de l’évaluation d’impact environnemental de la mine d’Afema : pollution des eaux de surface (Nexon Consulting, 2013).....	181
Tableau 5-3: Principales conclusions de l’évaluation d’impact environnemental de la mine d’Afema : pollution des eaux souterraines (Nexon Consulting, 2013).....	182

Tableau 5-4 : Comparaison des résultats de MAEIMIN et de ceux du rapport d'EIES (cas des eaux souterraines).....	185
Tableau 5.5 : Tableau récapitulatif de la comparaison méthodologique.....	190

Liste des acronymes

ACV : Analyse de Cycle de Vie

ACP : Analyse en Composantes Principales

AMC: Analyse Multicritère

ANDE : Agence Nationale de l'Environnement (Côte d'Ivoire)

AR : Analyse de Risque

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique

CMED: Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement

DMA : Drainage Acide Minier

EES : Évaluation Environnementale Stratégique

EIE : Étude d'Impact Environnemental

EIES : Étude d'Impact Environnemental et Social

FC : Facteur de Caractérisation

FCont : Facteur de Contamination

GES : Gaz à Effet de Serre

ISO: International Organization for Standardization

MAEIMIN: Méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts environnementaux Miniers

MCO : Mine à Ciel Ouvert

MS : Mine Souterraine

LCI: Life Cycle Inventory

LCIA: Life Cycle Impact Assessment

OMS: Organisation Mondiale de la Santé

PLI: Pollution Load Index

UF : Unité Fonctionnelle

WQI: Water Quality Index

Introduction générale

Évaluation environnementale

Du fait des besoins croissants en ressources des sociétés humaines, les impacts négatifs sur l'environnement sont de plus en plus importants, et les activités humaines sont de plus en plus pointées du doigt (Langlois, 2013). En effet, la plupart des activités humaines modifient plus ou moins profondément le fonctionnement des écosystèmes ou l'état de certains éléments naturels dont les êtres humains. Les deux grands facteurs qui contribuent le plus à l'augmentation des besoins sont l'amélioration des niveaux de vie (l'industrialisation) et la pression démographique. Ces besoins accrus augmentent à la fois les demandes en matières premières et en produits manufacturés, mais aussi en espace, en énergie et les rejets vers l'environnement. Comme conséquences, les incidences néfastes sur l'environnement suite aux activités humaines sont en pleine extension (Leduc et Raymond, 2000).

Depuis les années 1970, la prise de conscience du caractère vulnérable de l'environnement a connu des avancées notables. Cette prise de conscience a incité la mise en place d'un nouveau paradigme environnemental et a favorisé l'émergence du concept de Développement Durable (Jégou, 2011). Le rapport Brundtland (CMED, 1987) définit le Développement Durable comme un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs et correspond au devoir des générations actuelles de transmettre un monde vivable, viable et reproductible. Sans juger de la possibilité d'un développement soutenu qui puisse se faire avec des ressources limitées, ce qui est soumis à critique aujourd'hui (Georgescu-Roegen, 1995 ; Bourg et Rayssac, 2006), ce rapport proposait la prise en compte de l'environnement au même titre que le développement économique et recommandait formellement la conduite d'une Évaluation des Impact Environnementaux pour tous les projets pouvant avoir des impacts significatifs pour l'environnement (Leduc et Raymond, 2000). Dès 1992, soit cinq ans plus tard, ces principes ont été repris et officiellement adoptés lors du premier Sommet de la Terre qui eut lieu à Rio de Janeiro. Rio 1992 définissait les actions prioritaires à mettre en œuvre pour tendre vers un Développement Durable. Ces actions prioritaires portent sur la protection des eaux (continentales et marines), la lutte contre la pollution de l'air et la gestion des produits chimiques dangereux et des déchets (MINEO, 2000). Depuis, les initiatives nationales et internationales se sont multipliées pour la prise en compte des dimensions environnementales et sociales dans les processus de production. C'est ainsi que les directives contraignant à une évaluation environnementale préalable au financement des projets furent émises par : la

Banque Africaine de Développement (African Development Bank, 1992) ; la Banque Asiatique de Développement (Asian Development Bank, 1993) et la Banque Inter-américaine de développement (Inter-américain Development Bank, 1994). De plus, au niveau européen, la directive européenne de juin 2001 relative à l'Évaluation Environnementale Stratégique (EES) (Directive n°2001/42/CE) stipule que les plans et programmes pouvant avoir un effet notable sur l'environnement doivent être soumis à évaluation environnementale (Loiseau, 2014).

Ainsi, la réalisation d'Études d'Impact Environnemental (EIE) pour tout type de projet (politique, programme, etc.) de grande envergure est devenue obligatoire dans presque tous les pays du monde. Elle est inscrite dans les lois et autres normes de la plupart des pays. Ces études visent à anticiper les impacts environnementaux des projets et ainsi orienter la prise de décision. Plus concrètement, le but des EIE est (Leduc et Raymond, 2000 ; Ogola, 2009 ; Manuilova et *al.* 2009):

- 1- d'identifier le plus précisément possible toutes les conséquences environnementales et sociales que les diverses activités d'un projet peuvent avoir sur les éléments du milieu d'implantation ;
- 2- de définir et appliquer des mesures d'atténuation pour la plupart des impacts négatifs et accessoirement optimiser les impacts positifs ;
- 3- de permettre l'approbation du projet à l'étude par les divers acteurs impliqués.

Cependant bien que la procédure d'EIE soit adoptée et la réalisation rendue obligatoire dans presque tous les pays, il n'existe pas encore de cadre méthodologique formel, général et universel. De fait, le concept varie d'un pays à un autre et il évolue dans le temps. Chaque procédure est donc spécifique à son pays ou État d'adoption à un moment donné (Leduc et Raymond, 2000). Le contexte global dans lequel s'insère l'EIE reste tout de même similaire d'un pays à un autre.

Industrie minière, environnement et développement économique

L'industrie minière constitue un secteur essentiel pour le développement économique de nos pays. Elle a joué un rôle important dans le développement de nombreux pays partout dans le monde (États-Unis, Canada, Australie, Russie, Brésil, Afrique du Sud, Chine, UE, etc.) et continue d'être un contributeur important aux économies nationales et régionales (MINEO, 2000). De plus, ce secteur crée de l'emploi pour la main d'œuvre locale et contribue parfois en grande partie au PIB. On estime que 30 millions de personnes sont impliquées dans l'exploitation minière à grande échelle, ce qui représente 1% de la main-d'œuvre mondiale et

13 millions de personnes sont impliquées dans l'exploitation minière à petite échelle (Azapagic, 2004). De nombreuses autres personnes sont directement ou indirectement employées dans le reste de la chaîne d'approvisionnement en minéraux. En outre les produits d'extraction (minéraux, métaux de bases et métaux précieux) sont essentiels à la vie quotidienne ; constituants de nombreux produits que nous utilisons tous. Ils sont également des matières premières essentielles pour nombre d'industries, y compris la céramique, la construction, les médicaments, l'électronique, la verrerie, l'automobile et l'électricité etc. (Azapagic, 2004 ; Gyozo, 2009).

L'Afrique constitue un continent à forte "vocation minière" avec 30% des réserves mondiales de minerais stratégiques pour l'économie mondiale dont 30% de la bauxite, 60% du manganèse, 75% des phosphates, 85% du platine, 80% du chrome, 60% du cobalt, 30% du titane, 75% du diamant et près de 40% de l'or (Amedee, 2017).

L'activité minière est devenue depuis plus de 30 ans un secteur hautement stratégique pour les économies des États africains et s'inscrit au cœur des politiques publiques de développement économique et sociétal. Cette tendance ne semble pas prête à s'estomper au regard de la légitime volonté d'amélioration des conditions de vie dans les pays en voie de développement.

Or l'exploitation minière, comme la majorité des grands sites industriels, s'accompagne généralement de nombreux impacts environnementaux malgré les efforts faits en faveur de la préservation de l'environnement. L'industrie minière est considérée comme une source majeure de pollution de l'environnement (Audry et *al*, 2006 ; Ghose, 2007 ; Gyozo, 2009 ; El Amari et *al*, 2014; Othmani et *al*, 2015 ; Omanović et *al*, 2015). Ainsi, la réputation du secteur minier est de nos jours fondée sur des exemples passés de dégradations environnementales et des impacts sur la santé humaine (Durucan et *al*, 2006). Pour cette raison, les projets miniers sont de plus en plus dénoncés par les organismes de protection de l'environnement et les populations locales.

L'enjeu aujourd'hui dans le secteur minier est de trouver un équilibre entre la préservation de la qualité de l'environnement et le besoin de produire (les métaux et les minéraux) pour satisfaire les besoins de la société, un équilibre entre la protection de l'environnement et l'importance sociale et économique du secteur de l'extraction. La résolution de cette équation passe évidemment par l'évaluation des impacts environnementaux des activités minières. Mais comment évaluer ces impacts ? Avec quel(s) outil (s) faut-il évaluer les impacts environnementaux de l'exploitation minière ?

Problématique de la thèse et démarche scientifique

Dans le contexte actuel de l'évaluation environnementale des projets d'exploitation minière, le concept d'Évaluation d'Impact Environnemental est couramment utilisé comme l'impose la réglementation. Ce concept est élargi et compris généralement comme une étude plus globale qui évalue à la fois les répercussions positives et négatives des activités sur les milieux biophysique et humain, d'où l'expression plus générale d'Étude d'Impact environnemental et Social couramment employée (EIES). Cependant, en l'absence de cadre méthodologique formel et universel, si les grandes lignes du contenu des EIES sont généralement fixées par les textes référents, il y a peu de contraintes spécifiques réelles au secteur minier ni en regard de la proximité d'aires protégées (Amedee, 2017). Ainsi, les EIES sont de plus en plus perçues comme des formalités administratives pour les demandeurs de titres d'exploitation que de réelles études, à l'exception de quelques grandes sociétés tentant à respecter une déontologie environnementale.

Les procédures actuelles d'EIE n'intègrent ni l'impact de la consommation d'énergie ni celui de l'utilisation des terres (Land use) dans les évaluations d'impacts. De plus, les impacts considérés se limitent à ceux produits directement sur le périmètre étudié. Par exemple, les émissions de gaz à effet de serre (se traduisant par un changement climatique) ne sont guère abordées dans les EIE. La démarche proposée dans cette étude considère aussi les impacts indirects, ceux produits par les actions nécessaires à l'activité de la mine, ceux qui auront lieu dans d'autres endroits (*off-site*), et ceci tout au long des phases de vie de la mine, incluant les phases d'exploration et d'après-mine. L'objectif principal de cette thèse est donc de développer une méthodologie permettant une meilleure évaluation des impacts environnementaux de l'industrie extractive.

Pour y parvenir, l'étude se fixe 4 objectifs spécifiques :

- développer une méthode d'évaluation des impacts environnementaux de l'exploitation minière ;
- réaliser une étude de cas, en appliquant cette méthode sur une mine ;
- appliquer la méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) à cette mine afin d'évaluer l'ensemble des impacts (*off-site* et *on-site*) et ;
- comparer les résultats de ces deux études puis dégager des préconisations pour la protection de l'environnement.

Après cette introduction qui a situé le contexte et la problématique de la thèse, la suite du manuscrit est présentée comme suit :

Le **Chapitre 1** présentera l'état de l'art. Il exposera tout d'abord un bref rappel de l'exploitation minière et discutera ensuite des principaux travaux réalisés dans le domaine des mines et ayant abordé l'étude d'impact environnemental et l'analyse de cycle de vie.

Dans le **Chapitre 2** seront présentées les différentes méthodes appliquées dans cette thèse. Elles comprennent la méthodologie d'ACV et les méthodes qui ont permis d'étudier l'environnement initial de la mine (état initial) qui a été choisie pour les études de cas. Par ailleurs, la méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts environnementaux Miniers (MAEIMIN) développée au cours de cette thèse sera présentée dans **le Chapitre 3**. Puis seront présentés dans le **Chapitre 4**, l'ensemble des résultats obtenus à l'issue de la mise en œuvre des méthodes ainsi que les interprétations qui en découlent.

Enfin le **Chapitre 5** traitera de la discussion générale, de la conclusion et des recommandations. Des références bibliographiques mettront fin à ce manuscrit.

Chapitre 1 : État de l'art

Ce premier chapitre de la thèse présente l'état de l'art. Il expose tout d'abord un bref rappel de l'exploitation minière et discute ensuite des principaux travaux ayant abordé l'étude d'impact environnemental et l'analyse de cycle de vie dans le domaine des mines. Cette partie de la thèse aborde donc les éléments de base permettant de positionner le sujet et de comprendre l'objet d'étude à savoir l'exploitation minière. Elle permet aussi, à travers la revue bibliographique de montrer les limites des études antérieures et de préciser les motivations du développement d'une nouvelle méthodologie.

1.1. Exploitation minière

Les notions de Mine et Carrière sont des notions juridiques. En France et en Côte d'Ivoire, elles sont définies par les codes miniers. Le Code minier français définit les mines à partir des substances extraites. Il fixe la liste de façon exhaustive dans ses articles 1, 2 et 3 (DREAL, 2014). Cette distinction est également assez claire dans le code minier de la Côte d'Ivoire. Les mines désignent l'exploitation de substances concessibles (matières stratégiques : charbon, pétrole et métaux), à partir du fait juridique que le sous-sol est propriété de l'État. Cependant, lorsque l'exploitation concerne les substances non concessibles (granulats, gypse, sable) on parle de carrière ; le propriétaire du sol est aussi propriétaire du sous-sol et peut en disposer librement. La distinction entre mine et carrière n'est donc pas liée à la méthode d'exploitation (mine à ciel ouvert et mine souterraine) dans le système francophone. Ce qui ne semble pas être le cas au Royaume-Uni et dans la quasi-totalité des pays anglo-saxons où la notion de mine (*mining*) est définie légalement comme un travail souterrain et une carrière (*quarry*) comme un site d'extraction minérale sans toit autrement dit à ciel ouvert (The Institute of Quarrying, 2017). Bien que le terme carrière (*quarry*) soit parfois utilisé, en général, le terme mine à ciel ouvert est plus largement employé (*open pit, opencast mine ou surface mine*) par les anglophones. Pour cette étude, les notions de mine et carrière sont comprises selon les nomenclatures francophones : la mine désigne l'exploitation de substances concessibles (métaux de base et précieux, charbon, etc.) et la carrière fait référence à l'exploitation de matériaux de construction. Ce travail de thèse porte sur l'exploitation des métaux donc des mines, même si la méthodologie qui sera développée peut être transposée aux carrières. Il existe deux types de méthodes d'exploitation minière : l'exploitation par mine à ciel ouvert (MCO) et l'exploitation par mine souterraine (MS). Le choix de l'une ou de l'autre méthode dépend largement du type de dépôt et de la profondeur du gisement (Durucan et al., 2006 ; Norgate et Haque, 2010) et de la valeur du minerai exploité. L'exploitation minière est une activité qui se déroule en plusieurs phases (Durucan et al., 2006 ; ICMM, 2006 ; MINEO, 2008) : exploration, construction/développement, exploitation à proprement parler et l'après-mine.

1.1.1. Exploration

L'exploration correspond à la phase de collecte des informations sur la localisation et la valeur du dépôt de minerai (Figure 1-1). Elle a pour but de découvrir des gisements de minéraux et de les caractériser notamment du point de vue de la viabilité économique de leur exploitation. Cette phase comprend les enquêtes, les études bibliographiques (les historiques de recherche ou d'exploitation, cartes géologiques, etc.). Elle comprend également des travaux stratégiques et rapprochés. La prospection stratégique regroupe l'ensemble des études géophysiques et géochimiques à l'échelle régionale. La prospection rapprochée se fait à l'échelle du terrain et désigne les travaux comme la géochimie des sols, la géophysique, la cartographie, l'ouverture de tranchées ou de puits et la réalisation de forages exploratoires. On distingue trois types d'exploration :

- l'exploration préliminaire ou primaire, qui consiste en la recherche d'un gîte minéral dans une zone où aucune minéralisation n'a encore été trouvée ;
- l'exploration d'expansion, elle vise à trouver des nouveaux gîtes miniers à proximité d'une mine connue ;
- l'exploration détaillée, qui consiste à améliorer ou à accroître les ressources minérales déjà découvertes et mises en valeur sur une concession minière.

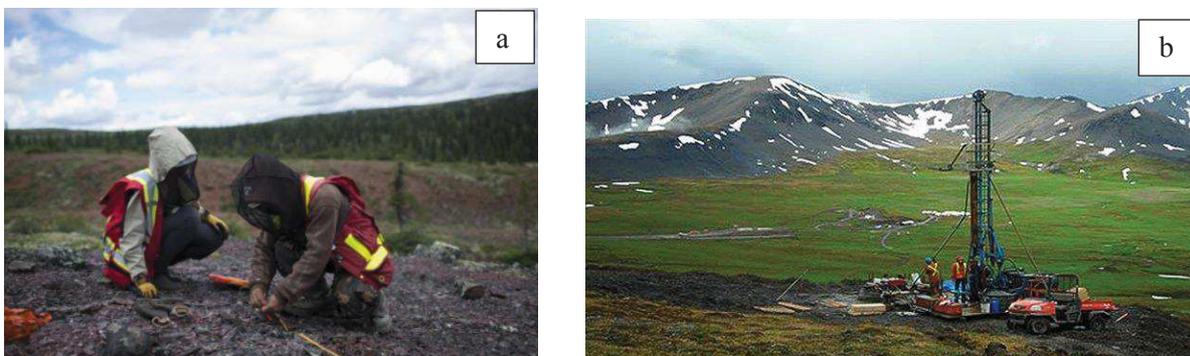


Figure 1-1 : Exploration minérale : exploration initiale (a), exploration avancée (b) (Kamgang, 2015)

Les derniers travaux de la phase d'exploration se chevauchent généralement avec les études de pré-faisabilité et de faisabilité. Ces dernières permettent de déterminer d'une part si le gisement identifié à l'issue de l'exploration est économiquement intéressant, et dans ce cas le gisement devient une ressource et, d'autre part, s'il peut faire l'objet d'une exploitation économiquement et techniquement viable. On parle alors de réserve. Il existe différentes catégories de ressources et de réserves. On distingue les ressources identifiées des ressources

non découvertes. Les ressources identifiées sont celles dont la localisation, la typologie, la qualité et la quantité sont connues grâce à des preuves géologiques précises. Ces ressources peuvent être rentables (réserves), marginalement rentables (réserves marginales) ou non rentables dans les conditions actuelles (ressources). Pour exprimer le niveau de certitude géologique, ces ressources peuvent être qualifiées de mesurées, indiquées, démontrées ou présumées tels que montré dans le Tableau 1-1 (diagramme de McKelvey). Quant aux ressources non découvertes, elles correspondent aux ressources dont l'existence est seulement basée sur des hypothèses émises par exemple sur la continuité d'une ressource dans des terrains à proximité d'une ressource identifiée (McKelvey, 1980).

Tableau 1-1 : Diagramme de classification des ressources (d'après McKelvey, 1980)

Production cumulée	Ressources identifiées		Ressources non découvertes		
	Démontrée		Déduites	probabilité	
	Mesurée	Indiquée		Hypothétique	Spéculative
Économique	Réserves		Réserves déduites		
Marginalement économique	Réserves marginales		Réserves marginales déduites		
Faiblement économique	Ressources démontrées, faiblement économique		Ressources déduites, faiblement économiques		

1.1.2. Construction et développement

La construction d'une mine n'est entreprise que si la phase d'exploration a prouvé l'existence d'un dépôt de minerai assez important et accessible, et d'une teneur suffisante pour justifier une exploitation. Elle correspond à l'aménagement du site devant accueillir la mine et ses infrastructures (Figure 1-2). Pour ce faire, des surfaces importantes peuvent être dégagées de leur végétation pour faire place aux installations du projet et à ses infrastructures. On peut noter la construction de routes d'accès et d'installations électriques pour amener les équipements lourds, pour transporter le minerai et approvisionner le site minier en biens et énergie. Dans le cas d'un gisement localisé dans une zone isolée et difficile d'accès, on peut

avoir besoin de déblayer des terrains pour la construction des zones de campement pour héberger le personnel et stocker les équipements. On peut également noter l'aménagement des installations de traitement, des installations administratives et des bassins de décantation afin de recueillir les eaux provenant du traitement du minerai pour une décantation avant d'être rejetées dans le milieu naturel.



Figure 1-2 : Construction d'une mine au Burkina Faso (ORTEC, 2017)

1.1.3. Exploitation et traitement

Cette phase comprend toutes les activités réalisées dans le but d'extraire et de traiter une substance valorisable du sol et/ou du sous-sol. Tous les types de travaux miniers partagent un aspect commun : l'extraction et la concentration (ou enrichissement) de la substance utile en provenance du sol. Ils diffèrent cependant par les méthodes employées pour l'extraction et la concentration de cette substance. Les méthodes d'extraction sont largement fonction du type de dépôt et de la profondeur (Durucan et *al.*, 2006) de même que de la taille et la teneur du gisement (Norgate et Haque, 2010). Il existe deux types d'exploitation :

➤ Exploitation à ciel ouvert (MCO)

Ce mode d'exploitation est employé lorsque la ressource minérale est située en surface ou se trouve à une profondeur économiquement compatible avec l'enlèvement des couches superposées de morts terrains et de minerai (Norgate et Haque, 2009). Il consiste à mettre d'abord le gisement à nu, s'il ne l'est pas déjà, en enlevant les « terres » de recouvrement puis à extraire directement les zones minéralisées (Figure 1-3). Ce processus est appelé la découverte. En cas de roches dures, le recours à l'explosif est souvent effectué pour abattre et désagréger le minerai. Une attention particulière doit être prise pour la stabilisation de

l'ouvrage en aménageant des gradins afin d'éviter les chutes des blocs et permettre aux engins de circuler sur la banquette pour le transport du minéral.



Source : Aldeah (2013)



Source : Assié (2008)

Figure 1-3 : Exploitation par gradins et banquettes de mine à ciel ouvert : mine de cuivre en République Démocratique du Congo (a), mine d'or en Côte d'Ivoire (b)

➤ **Exploitation souterraine**

Une mine souterraine est construite lorsque la ressource minérale se situe trop loin en profondeur pour être exploitée en MCO en toute sécurité ou de manière économiquement rentable ou encore pour limiter les impacts en surface. L'accès à ce type de minéral se fait au moyen de tunnels ou de puits. Il existe un grand nombre de méthodes d'exploitation souterraine (Croizat, 2015) :

- exploitation en masse / exploitation sélective ;
- exploitation fortement mécanisée (automatisée) / faiblement mécanisée ou manuelle ;
- méthode avec ou sans remblayage / avec ou sans foudroyage ;
- abattage à l'explosif / abattage mécanique ;
- etc.

Le choix de la méthode d'exploitation la plus performante du point de vue technique nécessite la prise en compte d'un grand nombre de facteurs tels que la forme du gisement, les conditions géologiques, hydrogéologiques et géomécaniques, la nature du minéral, l'environnement (stabilité à court et à long terme) et le coût de traitement.

Une fois extrait de la mine (souterrainement ou par MCO), le minerai est transporté vers une usine de traitement pour être séparé de sa gangue et débarrassé d'un maximum d'impuretés (Durucan et *al.*, 2006 ; Norgate et Haque, 2010). Les opérations de séparation sont précédées des étapes de concassage et de broyage qui contribuent à la réduction de la taille des matériaux sortis de la mine en des particules fine souvent inférieures à 0,1 mm (Norgate et Haque, 2010). La séparation des substances utiles de la gangue se fait d'abord par voie physique sur la base des différences de propriétés physiques entre les éléments valorisables du minerai et la gangue, puis par voie chimique. Si la technique de flottation reste la plus utilisée pour la séparation des métaux (minerai sulfuré), il existe d'autres techniques comme la séparation par gravité, la séparation magnétique ou encore la séparation électrostatique (Vignes et Jehanne, 2003).

La séparation chimique comprend les techniques d'extraction par solvant, l'extraction par voie électrolytique, la lixiviation et l'extraction par précipitation et amalgamation (utilisant le mercure pour l'extraction de l'or).

Dans le cas de l'extraction de l'or (puisque la suite de cette étude portera sur une mine d'or), la méthode de lixiviation ou cyanuration est la plus utilisée. Il existe deux types de lixiviation : la lixiviation en tas et la lixiviation en cuve. Pour la première, le minerai finement broyé est entassé dans de larges piles sur une membrane imperméable (géobarrière, géotextile etc.). Puis une solution contenant du cyanure est pulvérisé sur le sommet de la pile. La solution de cyanure dissout alors le métal désiré (l'or) et la liqueur qui en résulte, contenant le métal, est prélevée au bas de la pile à l'aide d'un système de tuyaux préalablement disposés. Dans le cas de la lixiviation en cuve, le principe reste le même (dissolution de l'or par la solution de cyanure) mais la mise en contact du minerai avec la solution de cyanure se fait dans des cuves.

À l'issue de la lixiviation, le liquide résultant est filtré puis désoxygéné. Enfin, l'or est précipité en ajoutant de la poussière de zinc à la solution. Le précipité d'or est récupéré par filtration puis fondu dans un four et coulé en barres (Figure 1-4). Ce procédé est actuellement supplanté par l'adsorption du complexe d'or sur du charbon actif (Vignes et *al.*, 1998 ; Vignes et Jehanne, 2003). Le carbone est séparé du précipité (désorption ou élution), et il en résulte une solution de concentré d'or. L'or est ensuite extrait grâce à une électrolyse utilisant un courant électrique continu puis fondu et coulé en barres (Figure 1-5). Le carbone est régénéré par traitement à l'acide et réutilisé. Les résidus sont pompés dans une cuve de stockage.

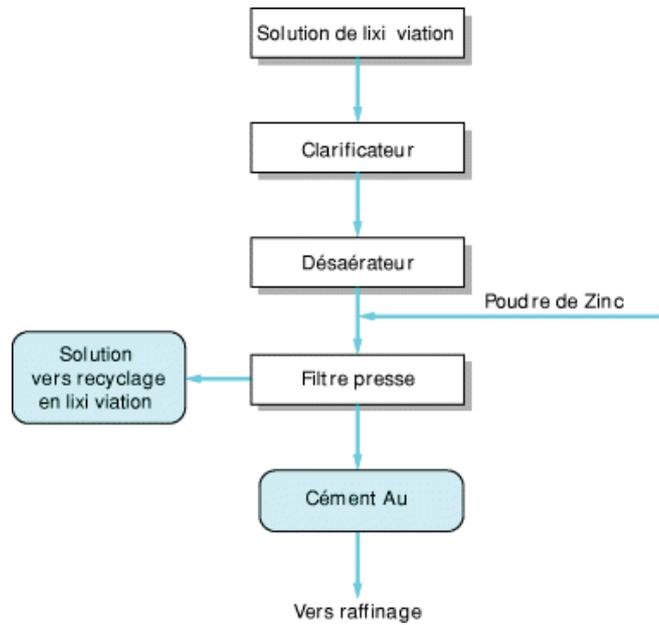


Figure 1-4 : Schéma simplifié du procédé Merrill-Crowe de cémentation de l'or sur la poudre de zinc (Blazy et Jdid, 2010)

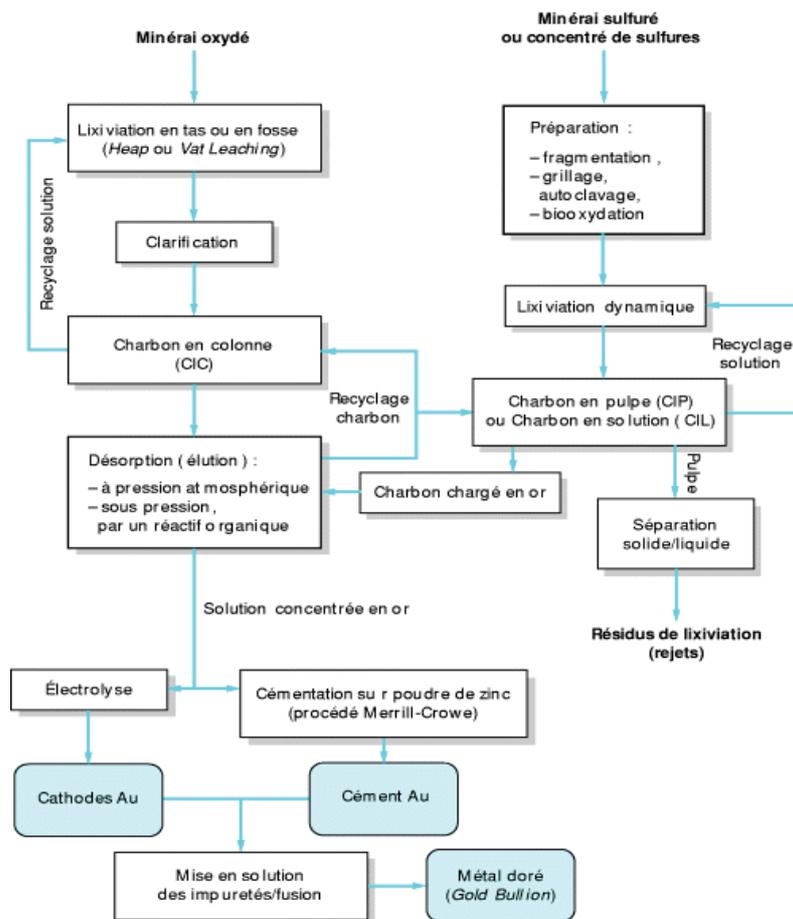


Figure 1-5 : Schéma de principe de la métallurgie de l'or, basée sur l'emploi du charbon actif (Blazy et Jdid, 2010)

1.1.4. Fermeture et après-mine

La fermeture d'une mine correspond à la dernière étape du cycle de mise en valeur des minéraux (Reid et al, 2009). L'exploitation d'un gisement minéral a une durée limitée en raison de la nature même de cette ressource. Certains gisements sont très grands et leur exploitation peut durer plus de 50 ans, alors que d'autres ne demeurent en exploitation que quelques années seulement. Les mines ferment pour différentes raisons, mais les deux raisons les plus communes sont l'épuisement des réserves de minerai, et la faiblesse du prix des minéraux ou des métaux, diminuant la rentabilité de la mine. À ce stade de la vie d'une mine, les opérations réalisées consistent essentiellement au démantèlement et à la récupération des équipements, la purge (nettoyage) des équipements mobiles et immobiliers, le traitement des déchets et la restauration des terres perturbées, et la dépollution (éventuelle) du site.

Le terme après-mine est complexe. Il peut se définir comme étant la période après la fermeture complète de la mine, de sa réhabilitation à une nouvelle destination des sols et leurs conséquences sur l'environnement et sur la population après le départ de l'exploitant minier. Ainsi l'après-mine peut regrouper l'ensemble des préoccupations qui apparaissent après la fermeture complète de la mine et de tous les problèmes que cette dernière pourrait causer sur l'environnement et les populations vivant aux alentours.

1.2. Évaluation d'impact environnemental dans l'industrie minière

Au cours des dernières décennies de nombreuses approches et outils d'évaluation d'impacts environnemental ont été développées afin d'aider la prise de décision. Il s'agit de l'EIE (Baumann et Cowell, 1999 ; Finnveden et Moberg, 2005 ; Manuilova et *al.*, 2009) (qui est une procédure) et des outils analytiques telles que l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), l'empreinte écologique, l'évaluation des risques sur l'environnement et la santé humaine, l'Audit Environnemental, les tableaux entrées-sorties de flux physiques (Physical Input Output Tables, PIOT), l'Analyse de Flux de Substances (AFS) et l'Analyse de Flux de Matières (AFM) (Baumann et Cowell, 1999 ; Finnveden et Moberg, 2005). Chacune de ces méthodes peut être utilisée pour évaluer les impacts environnementaux d'un processus, d'un produit ou d'un projet mais elles peuvent parfois se compléter (approche hybride). Baumann et Cowell (1999) après avoir défini les bases de comparaison des méthodes d'évaluation environnementale, ont montré différentes façons d'appliquer ces outils pour améliorer et/ou faciliter la prise de décision (Figure 1-6).

Dans l'approche **consécutif**, les résultats de la mise en œuvre d'une méthode deviennent les données d'entrées (input) d'une autre méthode. Dans l'approche **complémentaire**, deux méthodes utilisent la même base de comparaison (même paramètre environnemental, même installation, même quantité de produit/service, même durée de vie, etc.) mais donnent des résultats différents car elles étudient différentes dimensions (environnementale, économique, sociale).

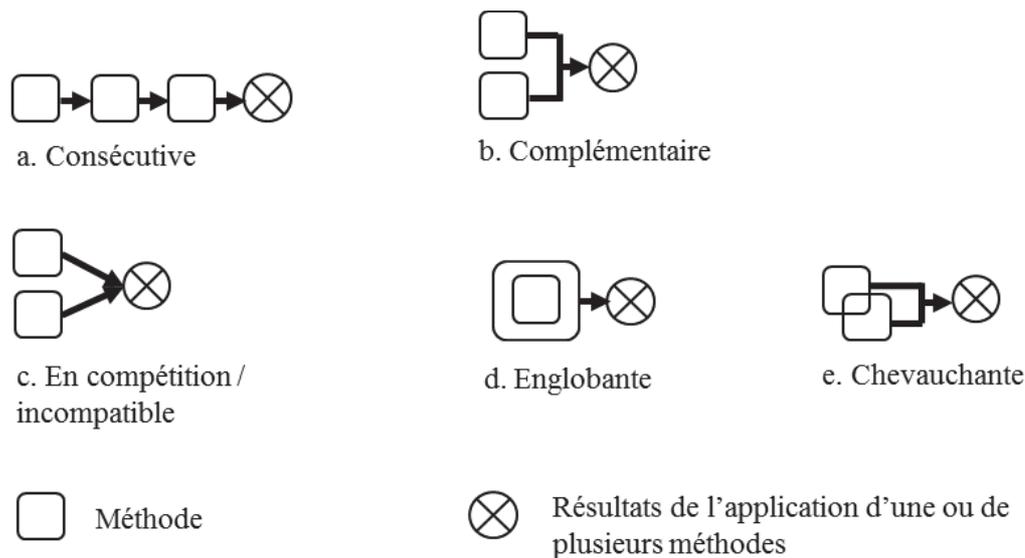


Figure 1-6 : Différentes manières d'application des outils d'évaluation environnementale (D'après Baumann et Cowell, 1999)

Deux méthodes peuvent aussi utiliser une même base de comparaison, étudier une ou les même (s) dimension (s) et aboutir à des résultats différents si elles se fondent sur des hypothèses différentes en termes de champ d'étude (limites du système par exemple). L'apparente incompatibilité entre ces deux méthodes est la conséquence du fait qu'elles se fondent sur des hypothèses différentes. C'est le cas par exemple de l'EIE et de l'ACV qui utilisent différentes limites du système (Baumann et Cowell, 1999). En EIE, le champ de l'étude est généralement basé sur l'emplacement géographique de l'objet étudié (Leduc et Raymond, 2000 ; Tukker, 2000) tandis qu'en ACV les limites du système sont définies par rapport au produit ou service analysé. Cependant, dans certains contextes d'évaluation environnementale l'EIE et l'ACV peuvent se compléter (Tukker, 2000 ; Finnveden et *al.*, 2003 ; Manuilova, 2009 ; Židonienė et Kruopienė, 2014) plutôt que d'être incompatibles (Cowell et *al.*, 1997). En outre une ou plusieurs méthodes peuvent constituer des parties intégrantes d'une autre méthode. On peut alors considérer qu'elles s'englobent ; on parle alors d'approche englobante. Enfin, l'approche chevauchante désigne le cas où plusieurs méthodes

sont basées sur des aspects méthodologiques identiques conduisent à des résultats identiques (Baumann et Cowell, 1999).

Dans le domaine minier, les méthodes couramment rencontrées sont l'EIE (Mwalyosi, 2004 ; Esteves et Vancley, 2009 ; Kuma et *al.*, 2002) et l'ACV (Reid et *al.*, 2009 ; Norgate et Haque, 2010 ; Haque et Norgate, 2013). En général, ces méthodes sont appliquées à différents niveaux de la chaîne d'exploitation minière.

Les EIE sont des procédures obligatoires pour l'exploitant qui doit prouver à travers ces études, la prise en compte des dimensions environnementale et sociale dans son projet d'exploitation et proposer un plan de gestion environnementale. Une Étude d'impact environnementale est réalisée en amont des opérations d'extraction. Elle est initiée lorsque les résultats des études de faisabilité sont concluants (c'est-à-dire qu'elles ont prouvé une exploitation économiquement rentable et techniquement réalisable). Cependant, la réglementation ne fixe pas une technique (méthode) pour la réalisation des EIE ; c'est au technicien qu'il revient de démontrer qu'il a utilisé la ou les techniques les plus adaptées au contexte à analyser. Une EIE se doit d'étudier tous les effets induits par l'activité considérée. Elle a donc une perspective très large, et de ce fait, est plutôt qualitative dans la plupart des impacts considérés. Pour les impacts jugés comme principaux, l'EIE peut inclure des évaluations plus précises, telles celles obtenues par des techniques d'évaluation des risques, ou d'ACV.

Pour ce qui concerne l'Analyse de cycle de vie, son application dans le secteur de l'extraction est récente (Reid et *al.*, 2009). Les principales études d'ACV dans les mines sont des études comparant soit les impacts environnementaux de différentes méthodes d'extraction (Giurco, 2000 ; Norgate et Rankin, 2000 ; Awuah-Offei et *al.*, 2009) soit les impacts environnementaux de différents métaux pour certaines catégories d'impact (Norgate et Haque, 2010 ; Haque et Norgate, 2014). Cependant, aucune de ces études ne s'est intéressée à l'évaluation des impacts environnementaux de l'ensemble des phases de vie d'une mine, c'est-à-dire de l'exploration à l'après-mine.

1.2.1. Étude d'impact environnemental (EIE)

L'Étude d'impact environnemental (EIE) est une procédure d'identification et d'évaluation des impacts environnementaux d'une activité planifiée, d'une politique ou d'un programme (Petts, 1999 ; Agrawal et Dikshit, 2002 ; Demidova et Cherp, 2005 ; Ogola, 2007 ; Zelenakova et Zvijakova, 2017). Dans la plupart des pays du monde, l'EIE est une procédure obligatoire pour tout projet d'envergure pouvant générer des impacts significatifs sur

l'environnement (Tamura *et al*, 1994, Leduc et Raymond, 2000 ; Zelenakova et Zvijakova, 2017). Cependant, le concept d'EIE varie d'un endroit à l'autre et évolue dans le temps (Leduc et Raymond, 2000). Ces auteurs montrent qu'il n'existe pas de définition univoque et unanimement acceptée de l'EIE et que par conséquent, il ne peut exister une homogénéité des méthodes partout dans le monde. Toutefois, ils reconnaissent comme Wood (1995), Canter (1996), Lee et George (2000), Demidova (2005), Larrey-Lassale *et al*, (2017) que le contexte global dans lequel s'insère l'EIE est fondamentalement similaire d'un endroit à un autre et conséquemment les diverses procédures sont en grande partie semblables. Le modèle global de la procédure d'EIE comporte différentes étapes comme : *screening, scoping, impact prediction and evaluation, mitigation, reporting, decision-making, and post-project monitoring and evaluation (EIA follow-up)* (Demidova, 2005 ; Ogola, 2009 ; Larrey-Lassale *et al*, (2017) (Figure 1-7).

- L'examen du projet à l'étude (*Screening*) : il s'agit d'effectuer une analyse préliminaire mais suffisante du projet proposé afin d'en connaître les diverses composantes (Leduc et Raymond, 2000). Le but de cet examen est de déterminer si le projet est assujéti à une EIE. Les lignes directrices pour savoir si une EIE est nécessaire pour un type de projet donné sont spécifiques aux pays selon les lois ou les normes en vigueur (Ogola, 2009). Par exemple, les directives européennes d'EIE s'appliquent à un large éventail de projets publics et privés définis; certains d'entre eux sont toujours obligatoires (lignes de chemin de fer à longue distance ou installations destinées à l'élimination des déchets dangereux), tandis que d'autres relèvent des États membres en se basant sur un examen au cas par cas ou sur des seuils fixés par l'État membre (Larrey-Lassale *et al.*, 2017).

- La définition du champ de l'examen (ou *Scoping*) consiste plus précisément en un processus de hiérarchisation des principaux problèmes mis en cause par le projet étudié car l'objectif de l'EIE n'est justement pas d'étudier tous les impacts environnementaux de tous les projets (Ogola, 2009). Le *scoping* permet d'identifier les problèmes significatifs à un stade précoce du processus de planification. Cette identification permet de déterminer la portée de l'étude, le niveau de détails et les termes de référence à traiter dans le rapport d'EIE (Ogola, 2009). Il a donc pour objectif d'orienter le plus efficacement possible les efforts de l'examen détaillé qui doit suivre (Leduc et Raymond, 2000). La dernière phase du *scoping* consiste à caractériser le milieu à travers l'identification et la description des divers éléments de l'environnement, à savoir les milieux biophysiques et humains, pouvant être affectés par la mise en œuvre du projet (Leduc et Raymond, 2000 ; Ogola, 2009).

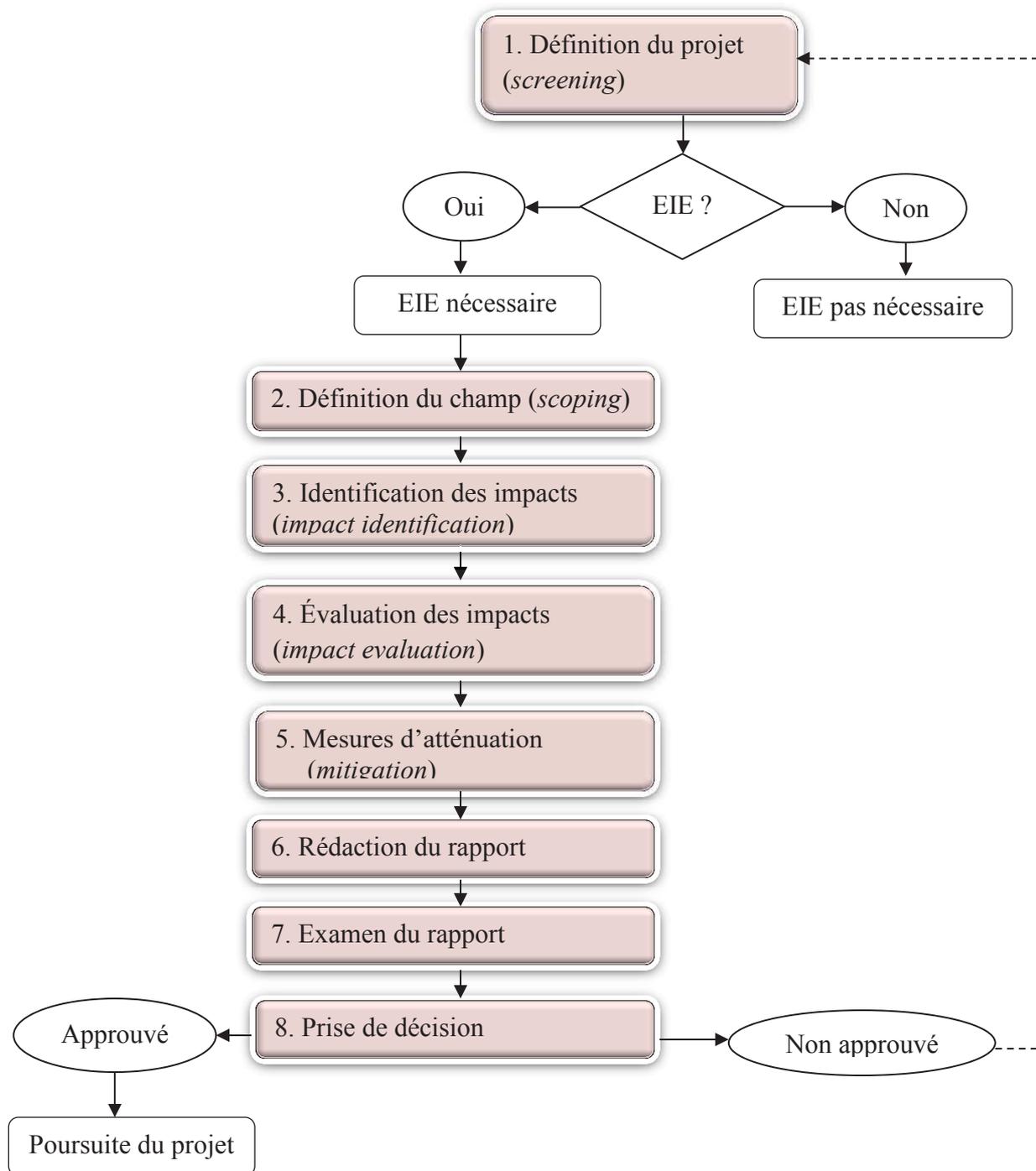


Figure 1-7 : Différentes étapes de la procédure d’EIE (adapté de Larrey-Lassalle et *al.*, 2017)

- L’identification ou la prédiction des impacts (*Impact prediction*) consiste à caractériser l’impact des activités ou des effets environnementaux prévus sur les diverses composantes de l’environnement. Cette étape de prédiction prend appui sur la caractérisation de l’état initial de la zone du projet et peut être quantitative ou qualitative (Ogola, 2009). Il s’agit d’estimer

l'ampleur appréhendée des modifications que subiront les éléments de l'environnement à la suite de la réalisation du projet (Leduc et Raymond, 2000 ; Ogola, 2009).

- L'évaluation de l'impact (*Impact evaluation*) proprement dite constitue le « cœur » de la procédure (Ogola, 2009 ; Larrey-Lassale et *al.*, 2017). Elle est déterminante pour la prise de décision (Leduc et Raymond, 2000) et consiste à évaluer l'importance des impacts.

- La proposition de mesure d'atténuation (*Mitigation measure*) consiste à recommander des mesures afin de minimiser les impacts inévitables, ainsi que des mesures de compensation pour les impacts résiduels. Cette étape permet ainsi une rétroaction sur le projet à l'étude.

Les dernières étapes de la procédure d'EIE consistent en la rédaction d'un rapport d'EIE qui doit contenir le programme de suivi des activités et des mesures proposées tout au long de la durée d'exploitation du projet, jusqu'à son stade ultime. La participation du public est vivement conseillée à toutes les étapes de la procédure (Ogola, 2009).

➤ **Application des EIE dans le secteur de l'extraction : revue bibliographique**

Dans la plupart des pays, la loi indique que les EIE sont publiques. Cependant, leur accessibilité n'est pas toujours aisée : les rapports d'EIE ne sont pas accessibles via internet, et la consultation de la copie stockée au niveau des ministères se heurte à des complexités administratives quelques fois déroutantes. Dans certains pays, les EIE peuvent être consultées sur des sites gouvernementaux centraux ou locaux, au moins pendant la période d'instruction du dossier. Les rapports de ces études sont en général adressés aux organismes gouvernementaux chargés de l'environnement auxquels revient la décision d'approuver ou non la réalisation du projet. Pour ce qui concerne le secteur de l'extraction, le constat est le même : très peu d'études scientifiques publiées. Nous rapportons ici trois travaux de révision sur le sujet: Mwalyosi (2004) ; Esteves et Vancley (2009) ; Kuma et *al.* (2002) ; ainsi que l'état de la procédure des EIE en Côte d'Ivoire, où se situe le site d'étude qui sera présenté plus loin dans ce manuscrit.

Mwalyosi (2004) a fait un examen de la politique environnementale en Tanzanie, particulièrement pour le secteur de l'extraction minière. Il a reconnu que jusqu'en 2004 la procédure d'EIE n'était pas encore une obligation réglementaire dans ce pays. Mais des initiatives émergent de plus en plus en ce sens. La Mineral Policy of Tanzania a reconnu en 1997 la nécessité de la durabilité des mines grâce à l'intégration des préoccupations environnementales et sociales dans les programmes de développement minier. L'exploitation minière durable est considérée comme celle qui équilibre la protection de la flore, la faune et

de l'environnement naturel avec le besoin de développement social et économique. Pour y parvenir l'EIE est recommandée comme l'un des principaux outils de gestion environnementale.

Esteves et Vancley (2009) ont discuté de la question des impacts sociaux de l'industrie minière. Ils estiment que dans les études d'impacts, l'accent est plutôt mis sur les effets négatifs de l'activité minière sur l'environnement. Les impacts sociaux sont très peu étudiés alors que les voies s'élèvent de plus en plus dans les communautés locales pour exiger des entreprises minières une meilleure répartition des bénéfices de l'exploitation afin d'être suffisamment indemnisées des impacts qu'elles éprouvent. Pour parvenir à une distribution plus équitable des bénéfices, ils ont mis en place une approche d'analyse multicritère : l'analyse des besoins du développement social (Social Development Needs Analysis : SDNA) qui est une amélioration des méthodes participatives d'évaluation des impacts sociaux. Elle constitue un guide pratique pour les gestionnaires de sites dans l'évaluation des alternatives d'investissement communautaire.

Kuma *et al.* (2002) ont fait un examen de l'état des procédures d'EIE au Ghana. Pour ces auteurs, bien que ces procédures aient été renforcées par la mise en place de lois et d'un régime rigoureux, les aspects sur l'hydrogéologie sont très peu explorés dans les EIE. Ces auteurs ont montré que dans certains rapports d'EIE réalisés dans le domaine des mines les questions hydrogéologiques ne sont pas (ou très peu) traitées. Les coûts élevés des essais de pompages des eaux souterraines pourraient expliquer ce manque d'informations sur les eaux souterraines dans les EIE. Afin d'améliorer ces pratiques, Kuma *et al.* (2002) ont montré que diverses données sur la géologie, la pédologie, la physiographie (occupation du sol, végétation, relief et drainage de la zone), la météorologie (pluie, température et humidité) et l'hydrochimie collectées à l'étape de prospection et d'étude de faisabilité (sans coûts supplémentaires) peuvent aider à bien intégrer et discuter la question des eaux souterraines dans les EIE. Ils ont conclu que ces propositions ne sont pas spécifiques au contexte Ghanéen et peuvent s'appliquer à d'autres pays.

Bien qu'il existe très peu de travaux publiés sur les EIE dans les mines, la préservation de l'environnement est de plus en plus prise en compte dans les projets miniers. Ces trois études (Mwalyosi, 2004 ; Esteves et Vancley, 2009 ; Kuma *et al.*, 2002) qui viennent d'être présentées témoignent de la réalisation des EIE dans les projets miniers sauf que ces travaux

ne sont généralement pas publiés. De plus des initiatives sont menées en vue d'une meilleures évaluations des impacts des projets miniers (Kuma et *al.*, 2002).

Le site d'étude de ce travail de thèse étant situé en Côte d'Ivoire, nous présentons dans le paragraphe suivant un bref état des lieux de la procédure d'EIE dans ce pays.

➤ **État de lieu des EIES en Côte d'Ivoire**

En Côte d'Ivoire, l'élaboration des Études d'Impact Environnemental et Social (EIES) obéit à la procédure réglementaire de la Loi n° 96-766 du 03 octobre 1996 portant Code de l'Environnement et du Décret n°96-894 du 08 novembre 1996, déterminant les règles et procédures applicables aux études relatives à l'impact environnemental des projets de développement, notamment en son article 12. La procédure est établie comme suit :

- le promoteur vérifie si son projet est assujéti à une Étude d'Impact Environnemental et Social (EIES) afin d'obtenir l'arrêté d'approbation du Ministère en charge de l'environnement ;
- si son projet est assujéti à l'EIES, le promoteur fait élaborer les Termes De Références (TDR) de l'EIES soit par lui-même soit par l'Agence Nationale De l'Environnement (ANDE) ;
- les TDR élaborés validés par l'ANDE sont remis au Bureau d'Études Environnementales Agréé choisi par le promoteur pour réaliser l'étude ;
- un rapport provisoire d'EIES élaboré est remis aux autorités compétentes en charge de l'environnement par le promoteur de projet pour validation ;
- les autorités compétentes en charge de l'environnement examinent le rapport d'EIES et décident si le projet est acceptable du point de vue environnemental et s'il est compatible aux exigences réglementaires relatives à la protection de l'environnement.

L'avis des autorités compétentes sur le rapport d'EIES peut être du type : (i) le projet est acceptable tel qu'il est présenté dans le rapport d'EIES ; (ii) le projet est acceptable seulement si le promoteur prend certaines mesures complémentaires pour limiter ou compenser des impacts négatifs de son projet sur l'environnement; (iii) le projet n'est pas acceptable du point de vue environnemental et est rejeté.

La décision d'approbation du projet est prise par les autorités compétentes en tenant compte de l'avis d'acceptabilité environnemental donné par la commission technique interministérielle commise à cet effet. Le promoteur obtient un arrêté portant approbation du

rapport suivi d'un cahier de charges qui justifie la conformité du projet à la réglementation environnementale en vigueur.

En considérant que la procédure d'EIE n'impose aucune méthode d'évaluation des impacts environnementaux, plusieurs auteurs (Tukker, 2000 ; Manuilova et *al.*, 2009 ; Židonienė et Kruopienė, 2014) ont suggéré l'utilisation d'outils analytiques tels que l'analyse du cycle de vie. Mais qu'est-ce que l'Analyse de cycle de vie ?

1.2.2. Analyse du Cycle de Vie (ACV)

L'Analyse du Cycle de Vie est une méthode normalisée, conçue pour évaluer les impacts environnementaux tout au long du cycle de vie d'un produit, c'est-à-dire de l'acquisition des matières premières à la gestion des déchets, en passant par les phases de production et d'utilisation (ISO, 2006a). La norme ISO 14044 (ISO, 2006b) fixe à 4 les étapes de la méthodologie d'ACV. Il s'agit de la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts et l'interprétation des résultats.

❖ Principales étapes de l'Analyse du Cycle de Vie

➤ Définition des objectifs et du champ de l'étude

La définition des objectifs et du champ de l'étude constitue une étape primordiale dans la réalisation d'une ACV. À cette étape, les objectifs et les frontières du système étudié sont précisés. Les objectifs permettent d'estimer le niveau de détails requis pour l'inventaire des émissions et des flux de matières et d'énergie. C'est également à cette première étape qu'est définie l'unité fonctionnelle (UF). L'unité fonctionnelle est la mesure quantitative de la fonction étudiée, sur la base de laquelle les impacts sont calculés. La définition de l'UF est fondamentale car le choix de cette unité conditionne les résultats de l'ACV. La définition de l'UF est plus importante dans le cas d'une ACV comparative (Querini, 2012). En effet, si l'étude porte sur la comparaison de produits ou service, il est primordial de définir les UF des produits comparés et de s'assurer que ces UF sont comparables car l'évaluation porte sur la fonction des produits ou services étudiés et non les produits et services eux-mêmes (Langevin, 2010).

Enfin, la définition du champ de l'étude implique le choix du périmètre d'étude. Le système doit comprendre l'ensemble des processus impliqués dans la réalisation de la fonction étudiée (Jolliet et *al.*, 2005). Les limites du système sont généralement représentées sous forme d'arbre de processus en tenant compte des objectifs fixés. Langevin (2010) a montré que

l'arbre des processus est infini : il faut de l'énergie pour construire les infrastructures nécessaires à extraire l'énergie, par exemple. Cependant, la norme ISO 14044 (2006b) indique les critères pour l'inclusion des processus dans le système étudié, sur la base de leur contribution en masse, énergie ou impact environnemental.

➤ Inventaire de cycle de vie (ICV)

Cette étape est très importante car elle concerne la collecte de données et le calcul de l'inventaire. Tout d'abord, pour chacun des processus retenus dans l'étude, les informations disponibles sur les intrants et les extrants spécifiques au produit étudié doivent être recherchées. Les données issues des banques de données spécialisées peuvent constituer une composante essentielle de cette collecte mais aussi les données peuvent provenir de la littérature ou encore des institutions et entreprises. Aussi l'élaboration d'un inventaire peut être basée sur des données mesurées, des résultats de modèles et/ou des dires d'expert (Langevin, 2010).

Ensuite, les différents intrants et extrants, une fois obtenus, doivent être liés à l'unité fonctionnelle et additionnés afin d'obtenir l'inventaire du cycle de vie (ICV). En règle générale, l'ACV considère deux compartiments que sont l'anthroposphère ou technosphère et l'écosphère. L'anthroposphère désigne toutes les activités humaines et influe sur l'écosphère qui représente l'ensemble des compartiments environnementaux : l'atmosphère, la géosphère, l'hydrosphère et la biosphère. La Figure 1-8 illustre une étape correspondant à un procédé avec ses différentes interactions avec l'écosphère. Dans cette configuration, les produits entrant sont des procédés en amont de la chaîne de production tandis que le produit sortant constitue l'entrée du procédé suivant.

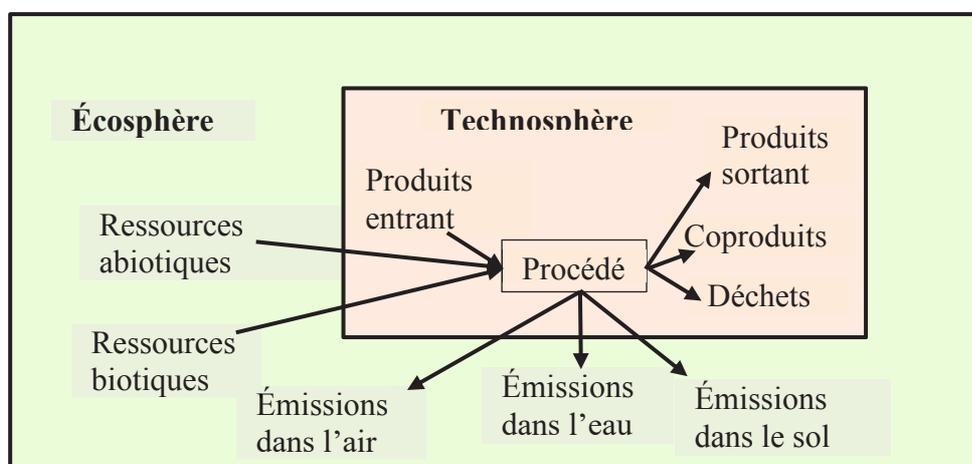


Figure 1-8 : Description d'une étape de l'inventaire du cycle de vie (adapté de Querini, 2012)

➤ Évaluation des impacts

L'évaluation des impacts consiste à transformer les flux environnementaux répertoriés dans l'ICV en indicateurs d'impacts environnementaux potentiels. Ce processus est appelé *Life Cycle Assessment* (LCIA). Cela se fait au moyen de modèles mathématiques développés et inclus dans les diverses méthodes de calcul d'impact (Hauschild et *al.*, 2013). Cette approche permet de caractériser le devenir d'une substance (transport, dégradation, transformation...) dans les milieux récepteurs que sont l'eau, l'air et les sols et de son effet c'est-à-dire sa contribution à l'impact considéré. De même, elle permet aussi de caractériser les impacts de l'extraction des ressources en termes de raréfaction des ressources par rapport aux réserves qui restent ou par rapport au prix supplémentaire induit par cette raréfaction.

De nombreuses méthodes d'évaluation des impacts ont été développées. Ces méthodes peuvent être classées en deux catégories en fonction du niveau de mécanisme environnemental considéré. On distingue les méthodes dites « orientées problème » (*midpoint*) et les méthodes « orientées dommage » (*endpoint*). Les méthodes *midpoint* (ex : CML, TRACI, EDIP 97 et EDIP 2003 etc.) modélisent l'impact relativement proche du flux environnemental et ne concernent donc qu'une partie du mécanisme environnemental. Ces méthodes ont pour avantage principal la limitation de l'incertitude dans l'évaluation de l'impact ; ce qui n'est pas le cas pour les méthodes *endpoint*. En effet, puisque pour ces méthodes, la chaîne d'impact est poussée jusqu'à la quantification des dommages, l'incertitude sur les résultats est relativement élevée ; essentiellement du fait du besoin de renseigner un très grand nombre de paramètres. Cependant, contrairement aux indicateurs *midpoint*, les *endpoint* sont plus faciles à appréhender par de non-spécialistes (public en général ou autorités publiques), et facilitent la communication. Certaines méthodes permettent tout de même une évaluation en *midpoint* et en *endpoint*. Il s'agit surtout des méthodes plus récentes comme IMPACT 2002⁺, ReCiPe 2008 et IMPACT World 2012⁺ (Querini et Rousseau, 2012).

L'étape d'évaluation des impacts comprend différentes phases dont certaines sont facultatives et d'autres non. La classification est une phase obligatoire et consiste à affecter les résultats de la phase d'inventaire (ICV) à des catégories d'impacts. En effet, une substance donnée peut contribuer à plusieurs impacts potentiels. C'est par exemple le cas du dioxyde de soufre (SO₂) qui participe aussi bien à la catégorie d'impact acidification qu'à la catégorie d'impact toxicité humaine ou du méthane qui contribue à la fois au réchauffement climatique et à la

formation d’ozone photochimique. Tout comme la classification, la caractérisation est une phase obligatoire qui permet de convertir les résultats de l’inventaire en une unité commune en fonction de leurs contributions respectives à la catégorie d’impact considérée (Hauschild et al., 2013). C’est le concept de facteur de caractérisation (FC). En effet, pour chaque catégorie d’impact, et pour chaque substance, un facteur de caractérisation est défini comme la résultante du sort, de l’exposition et de l’effet (Querini, 2012). L’équation [1] illustre la démarche de conversion des flux inventoriés en impacts potentiels.

$$PI(j) = \sum_i n_i \times FC_i \quad [1]$$

Avec

$PI(j)$ le potentiel d’impact de la catégorie j ;

FC_i le facteur de caractérisation spécifique à la substance i dans la catégorie d’impact j , et ;

n_i la quantité de substance consommée ou émise sur le cycle de vie étudié.

Un exemple de calcul d’impact correspondant au changement climatique et à l’acidification est donné dans le Tableau 1-2. La méthode CML 2001 a été utilisée pour le calcul de la catégorie d’impact acidification et la catégorie changement climatique sur une période de 100 ans a été évaluée par la méthode du Groupe d’experts Intergouvernemental sur l’évolution du Climat (GIEC, 2007).

Tableau 1-2 : Exemple de caractérisation (Source : Université Virtuelle Environnement et Développement Durable (UVED, 2012))

Inventaire	Changement climatique (100 ans) GIEC	Acidification CML 2001
2000 g de CO ₂	× 1 = 2000	
20 g de CH ₄	× 25 = 500	
20 g de SO ₂		× 1 = 20
5 g de NO _x		× 0,5 = 2,5
Total	2500 g éq. CO ₂	22,5 g éq. SO ₂

Cependant, les phases de normalisation et de pondération sont facultatives. La normalisation permet de mesurer la contribution relative du système étudié à un impact environnemental donné en le divisant par l’impact environnemental d’une situation de référence (Huijbregts et al., 2003). Cela implique la connaissance de toutes les émissions de la situation de référence ayant une influence sur l’impact normalisé (Querini et Rousseaux, 2012).

Quant à la pondération, c'est un processus permettant de convertir les résultats d'indicateurs de différentes catégories d'impact à l'aide des facteurs numériques basés sur des choix de valeurs (et non sur des bases scientifiques) (UVED, 2012). Elle aboutit à une réduction du nombre d'indicateur à interpréter à partir des impacts environnementaux issus de l'étape précédente. La pondération se fait préférentiellement à partir des techniques d'analyse multicritère qui permettent de comparer plusieurs systèmes sur un grand nombre d'impacts.

➤ **Interprétation des résultats**

L'étape ultime (en l'absence d'une revue critique) dans la mise en œuvre d'une ACV est l'interprétation des résultats. Elle permet de tirer des conclusions grâce à l'analyse des résultats. Pour cela, il est généralement conseillé de procéder à une analyse de sensibilité afin de vérifier la fiabilité des résultats lorsqu'il existe une forte incertitude sur certains paramètres de l'analyse. L'analyse de sensibilité permet de déterminer l'influence de ces paramètres sur les résultats et de les interpréter en conséquence.

Enfin, il est nécessaire de faire réaliser une revue critique par des experts lorsque l'ACV est comparative et que les résultats sont communiqués en externe. La revue critique est une évaluation et une analyse objective des hypothèses et des résultats de l'ACV par une tierce partie reconnue.

❖ **Application de l'ACV dans l'exploitation minière : revue bibliographique**

Dans ce paragraphe nous présentons les principales études ACV réalisées dans le domaine de l'extraction minérale relevées dans la littérature. Les principaux résultats ainsi que les caractéristiques de ces travaux sont sommairement présentés.

Durucan et *al.* (2006) ont montré des insuffisances des études ACV dans le secteur de l'industrie extractive. Ces limites se situent à plusieurs niveaux dont l'omission de certaines étapes du cycle de vie d'une mine et l'utilisation de données génériques pour l'évaluation des impacts environnementaux. Afin de pallier ces défauts et d'améliorer les pratiques courantes de l'ACV dans l'industrie extractive ces auteurs ont développé une base de données d'inventaire prenant en compte l'ensemble des étapes de production et des activités de traitements des déchets autour d'une mine. Un exemple d'application du modèle développé (LICYMIN) a été conduit en Hongrie sur une mine de bauxite. Les catégories d'impacts évaluées sont : l'acidification, le changement climatique, la toxicité humaine, l'écotoxicité, l'eutrophisation et la déplétion des ressources abiotiques. Les résultats obtenus ont été normalisés par rapport à l'Europe de l'Ouest. Les impacts sur les changements climatiques,

l'eutrophisation, et l'acidification sont dus à l'abattage du minerai. Cette activité est également, avec les émissions dus à la combustion du diesel (faible proportion), à la base des résultats obtenus sur la toxicité humaine.

Bien que le secteur de l'industrie extractive soit la source pourvoyeuse de matières premières nécessaire au fonctionnement des autres industries, l'application de l'ACV dans ce secteur reste faible (Awuah-Offei et Adekpedjou, 2011). Cela est certainement dû à l'existence limitée de données spécifiques et surtout au fait que les données génériques utilisées sont souvent insuffisantes pour mener une ACV de l'exploitation minière. Cependant, Awuah-Offei et Adekpedjou (2011) ont relevé dans la littérature, quelques études (Bovea et *al.*, 2007 ; Durucan et *al.*, 2006 ; Mangena et Brent, 2006) se rapportant à l'ACV dans les mines. Les objectifs visés par ces études sont variables d'une étude à l'autre. Cependant, les catégories d'impacts considérées sont en général les mêmes. Dans leurs travaux, ils signalent que plusieurs auteurs ont reconnu que les catégories d'impacts standards telles que le réchauffement global, la destruction de la couche d'ozone, l'acidification, l'eutrophisation, la toxicité et l'écotoxicité aquatique ne sont pas suffisantes pour décrire l'impact lié à l'exploitation minière. Ainsi, la prise en compte des catégories d'impacts comme l'utilisation des terres, la consommation d'énergie et d'eau, ainsi que l'utilisation des ressources ont été préconisées pour l'ACV de l'industrie extractive.

Yellishetty et *al.* (2009) ont fait une revue des applications de l'ACV et discuté certaines questions liées à l'application de l'ACV en général et dans le secteur des minéraux en particulier. Ces questions se rapportent à l'utilisation des terres, la consommation de ressources abiotiques et l'intégration des dimensions spatiales et temporelles dans les évaluations d'impact environnemental.

D'abord, concernant l'utilisation des terres, Yellishetty et *al.* (2009) ont montré qu'elle constitue une catégorie d'impact importante pour l'industrie minière car, bien que la majorité des impacts sur l'utilisation des terres soient temporaires, ils peuvent parfois être irréversibles et conduire à des impacts considérables. Ainsi, l'absence de prise en compte de cette catégorie d'impact surtout dans une ACV de l'exploitation minière peut altérer la crédibilité de l'étude. Cependant, jusqu'à ce jour, il n'y a pas de cadre méthodologique robuste faisant consensus parmi toutes les parties prenantes. Les discussions relatives à l'utilisation des terres méritent d'être menées jusqu'à l'obtention d'un consensus.

Ensuite, pour les impacts liés à la consommation des ressources abiotiques, ces auteurs indiquent que le dommage est caractérisé par la réduction de la disponibilité d'une ressource

donnée pour les générations futures. Ils ajoutent que bien que les études géologiques indiquent que la quantité de la plupart des ressources abiotiques accessibles (à l'homme) est extrêmement élevée, d'autres considèrent que la réduction actuelle de la partie facilement utilisable de certaines ressources minérales n'est pas négligeable. La prise en compte de l'épuisement des ressources est donc nécessaire dans les ACV. Les dimensions environnementales et économiques liées à l'épuisement des ressources peuvent être toutes deux évaluées à la fois.

Enfin, s'agissant des dimensions spatiales et temporelles, Yellishetty et *al.* (2009) soulignent que la plupart des méthodes LCIA ne font pas de réelles distinctions aussi bien du point de vue temporel que spatial des informations collectées. Cependant des efforts considérables sont déployés ces dernières années pour parvenir à une évaluation site-spécifique car cette intégration permettra d'améliorer la fiabilité et la pertinence des résultats ACV.

Ainsi, ces auteurs recommandent fortement le développement de bases de données en tenant compte des spécificités spatiales et temporelles.

Reid et *al.* (2009) ont montré l'application de la méthodologie ACV dans le secteur de l'industrie minière et son importance. Pour ces auteurs, l'ACV constitue une méthode très complète, notamment parce qu'elle inclut tous les processus pertinents rattachés à la fonction fournie par un produit ou un service. Elle permet aussi de tenir compte d'une large gamme d'impacts environnementaux potentiels liés aux entrants provenant de l'environnement (extraction des ressources) et aux sortants émis dans l'environnement (émissions dans l'air, l'eau et le sol). Les auteurs situent la pertinence de l'ACV pour l'industrie minière sous deux angles. Premièrement, l'industrie minière a un rôle à jouer au niveau du développement des données d'inventaires qui permettront à la communauté ACV d'évaluer, pour des usages particuliers, les impacts environnementaux des matériaux primaires (tels que les métaux) et de comparer ceux-ci avec les impacts des matériaux leur faisant compétition. Deuxièmement, l'industrie minière peut directement utiliser l'ACV pour évaluer les impacts environnementaux de ses propres activités, identifier les « hot spot » et évaluer les impacts de différentes technologies disponibles. Avant de proposer une étude de cas, ils ont indiqué que cette deuxième utilisation de l'ACV par l'industrie minière n'est toutefois pas très fréquente. Ainsi une étude de cas a été réalisée sur plusieurs options de gestion de résidus miniers pendant la phase d'activité et à la fermeture d'une mine de cuivre-zinc au Québec. L'étude visait à développer un inventaire pour différents scénarios de gestion des résidus miniers (tailings), afin d'évaluer et de comparer les impacts environnementaux de ces scénarios.

La fonction étudiée était la gestion des résidus afin d'inhiber la survenue du drainage minier acide. L'unité fonctionnelle (UF) rattachée à cette fonction était définie comme la gestion de tous les déchets produits pour l'extraction de 15,5 millions de tonnes de minerai sur la période de 1994 à 2005.

Les impacts environnementaux ont été évalués à l'aide de la méthode IMPACT 2002+ et l'étude a montré que pour les phases de développement et de production, les scénarios qui génèrent le plus d'impacts sont ceux où une partie des résidus était utilisée en remblai souterrain. Toutes les catégories d'impacts sont concernées à l'exception de l'acidification aquatique, l'occupation du sol (terre arable) et la toxicité humaine. Pour la phase de fermeture c'est le scénario impliquant l'usage d'une couverture à effets de barrière capillaire qui crée le plus d'impacts : les principales catégories d'impacts concernées sont l'acidification aquatique, l'écotoxicité aquatique, la toxicité humaine et l'occupation du sol.

Awuah-Offei et *al.* (2009) ont comparé deux systèmes de transport de minerai en appliquant l'ACV. Il s'agit du transport par camion et le transport utilisant les bandes roulantes plus connus sous le nom de convoyeurs à bande. Deux catégories d'impacts *midpoint* ont été évaluées : l'acidification potentielle et le changement climatique. En tenant compte d'une unité fonctionnelle de 4 000 tonnes/heure, pour chacune des deux options, l'étude a donné des résultats plutôt divergents. Pour la catégorie d'impacts acidification, le transport par camion présente un impact de 32 kg SO₂-éq tandis que le convoyeur à bande donne 8 kg SO₂-éq. Cependant, pour le réchauffement climatique, la technologie utilisant le convoyeur à bande semble la plus impactante avec notamment 2 820 kg CO₂-éq contre 648 kg CO₂-éq pour le transport par camion. Notons que dans cette étude seule la consommation d'énergie a été considérée. Les impacts indirects de la fabrication des deux systèmes de transport n'ont pas été comptabilisés.

Pour leur part Haque et Norgate (2014) ont réalisé une ACV sur la lixiviation *in-situ*. La lixiviation *in-situ*, de l'anglais *in-situ leaching* est une technique de récupération de métaux directement sur place à partir du corps minéralisé. Contrairement aux méthodes classiques d'extraction (mine à ciel ouvert et mine souterraine), la lixiviation *in-situ* présente plusieurs avantages d'un point de vue environnemental notamment en termes d'impact visuel, d'émissions, de consommation d'énergie. Dans leur étude, seul l'impact sur les changements climatiques a été évalué. Il s'agit d'une ACV portant sur trois métaux : l'uranium, l'or et le cuivre. Le but est de comparer l'impact sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) de la lixiviation *in-situ* à celui des méthodes d'extraction classiques pour chaque métal étudié. Avec

des unités fonctionnelles de 1 kg d'uranium sous la forme d'un «*yellow-cake*» (gâteau jaunâtre), 1 kg d'or et 1 kg de cuivre, l'ACV réalisée (sous SIMAPRO 7.3) a montré que la lixiviation *in-situ* de l'uranium contribue à 38 kg CO₂-éq/kg U₃O₈ aux émissions de GES. Quant à la production de l'or (barre doré) suite à la lixiviation *in-situ*, l'impact sur les émissions de GES a été évalué à 29 t CO₂-éq/kg Au. Cependant, pour le cuivre cet impact a été relativement plus faible que celui de l'or (4,78 t CO₂-éq/kg Cu). Dans les trois cas les principales sources d'émissions de GES sont la consommation d'électricité (pour le pompage des fluides) et l'utilisation de l'acide sulfurique dans le procédé de lixiviation. En comparant ces résultats avec ceux obtenus pour les mêmes métaux avec les méthodes classiques d'exploitation minières, ils ont réalisé que les résultats de leur étude (contribution aux émissions de GES) pour l'uranium et pour l'or sont plus faibles que ceux obtenus avec les autres méthodes. Par exemple pour l'uranium, les résultats sont à peu près deux fois moins d'impacts que la moyenne des impacts générés par d'autres méthodes (exploitation souterraines et exploitation à ciel ouvert) pour la production du même produit. Il en est de même pour l'or dont leur résultat, 29 t CO₂-éq/kg Au (soit 902 kg CO₂-éq/troy oz Au), est plus faible que 1010 kg CO₂-éq/troy oz Au et 1580 kg CO₂-éq/troy oz Au obtenus à partir de méthodes classiques d'extraction d'or respectivement pour les minerais réfractaires et non réfractaires avec la même teneur en or (2 g Au/t) par Norgate et Haque (2012).

Par contre, pour le cuivre ils ont montré que les résultats de la lixiviation *in-situ* étaient presque similaires ou légèrement supérieurs à ceux obtenus avec les méthodes classiques. Leur résultat pour le Cu était de 4,78 t CO₂-éq/t Cu alors que les valeurs obtenues à partir des méthodes classiques varient de 3,3 à 6,2 t CO₂-éq/t Cu avec une moyenne de 4,8 t CO₂-éq/t Cu. Ils ont conclu que la méthode d'exploitation *in-situ* pourrait être avantageuse si l'électricité pour le pompage des fluides peut être produite par source d'énergie renouvelable comme l'énergie solaire.

Norgate et Haque (2010), ont montré une baisse des teneurs des métaux dans les gisements (Australie) et que cette situation pourrait impacter la quantité d'énergie nécessaire pour extraire et traiter ces minerais de faible teneur. Ainsi, ils ont réalisé une ACV pour évaluer les impacts environnementaux de la consommation d'énergie et des émissions de gaz à effet de serre liées à certaines opérations minières en Australie afin d'aider le secteur minier (australien) à améliorer ses performances environnementales. Cette étude a concerné les phases d'extraction et de traitement de trois métaux largement exploités en Australie: fer, bauxite et cuivre. L'étape de réhabilitation et de traitement des déchets n'a pas été prise en compte. Avec une unité fonctionnelle de 1 tonne de minerai, les auteurs ont montré que pour

le fer et la bauxite (exploité par mine à ciel ouvert), la phase de chargement et de transport contribue le plus aux émissions de GES, alors que pour le cuivre (exploité par mine souterraine) la phase de concassage et broyage est celle qui émet le plus de GES. Concernant la consommation d'énergie, ils ont montré que les contributions des trois métaux étaient respectivement de 153 MJ/t, 55 MJ/t et 8329 MJ/t pour le fer, la bauxite et le concentré de cuivre.

Ils ont donc conclu que pour réduire ces émissions, les efforts doivent se concentrés sur les phases de chargement et de transport de minerai pour le fer et la bauxite, tandis que pour le cuivre ces effort doivent plutôt être dirigés vers la phase de broyage.

Selon Giurco et *al.* (2000), à la différence de l'étude d'impact environnemental (EIE), l'ACV peut être mise en œuvre avec une connaissance limitée des informations spécifique au site. L'ACV fournit des renseignements sur la performance d'un processus par rapport à sa contribution potentielle aux impacts environnementaux locaux et globaux. Ainsi, ils ont réalisé une ACV comparative portant sur trois technologies de traitement (raffinage) du cuivre afin de caractériser leur performance environnementale. Il s'agit de la fusion "flash", la fusion réverbère et la lixiviation en tas + l'électro-fusion (heap leach + electric smelting). Les catégories d'impacts retenues étaient : le réchauffement global, l'acidification, l'écotoxicité et la pollution atmosphérique (smog). Pour la catégorie réchauffement global, l'extraction par solvant et électro-fusion contribue le plus au réchauffement climatique (20 kg CO₂éq/ t Cu), alors que la contribution des deux autres technologies avoisine les 15 kg CO₂éq/ t Cu chacune. Pour l'acidification potentielle, les auteurs ont montré que la technologie de fusion réverbère produit le plus d'impacts car elle manque de dispositif de capture de SO₂ responsable de l'acidification. De plus, c'est cette technologie qui contribue le plus à la catégorie d'impact écotoxicité (à cause de la forte consommation de fuel). Enfin pour le smog, la contribution de la fusion réverbère et de l'extraction par solvant et électro-fusion sont sensiblement identiques (respectivement 6,2 et 6,3 kg POCPéq/ t Cu). La fusion flash a un impact de près de 5 kg POCPéq/ t Cu.

Suppen et *al.* (2006) ont réalisé une analyse globale de l'industrie minière mexicaine et décrit les stratégies à mettre en œuvre pour incorporer des principes de développement durable. Parmi ces stratégies de développement durable, figure l'intégration de la méthodologie d'ACV. Cette méthodologie a été appliquée pour dresser un inventaire des données du cycle de vie des métaux de base de l'industrie mexicaine. L'étude a concerné les étapes du cycle de

vie depuis l'extraction des matières premières jusqu'aux processus de traitement des métaux de base. Cependant, l'étape d'évaluation des impacts environnementaux n'a pas été couverte.

❖ **Analyse des études ACV relevées dans la littérature**

À la lumière de la revue bibliographique des travaux ACV (ci-dessus présentée, liste non exhaustive) réalisés dans le domaine minier, on peut noter des différences entre ces études. Ces différences se situent à tous les niveaux de la méthodologie ACV. La synthèse de ces travaux illustrée dans le Tableau 1-3 permet de s'en apercevoir clairement.

Au niveau de la nature du système étudié, on remarque qu'il s'agit pour la plupart des études de comparaison de différentes technologies de production pour un même service rendu (Giurco *et al.*, 2000 ; Awuah-Offei *et al.*, 2009 ; Norgate et Haque, 2010 ; Haque et Norgate, 2014), et d'un contexte général d'exploitation minérale ; le système étudié diffère d'une étude à l'autre.

Aussi, des différences ont été remarquées au niveau des limites du système. Même si pour la plupart on note la prise en compte de la phase d'extraction, dans l'étude de Reid *et al.* (2009), seule la production de déchets (tailings) a été considérée. L'extraction du minerai du sous-sol a été volontairement exclue par les auteurs. De même, Awuah-Offei *et al.* (2009) n'ont considéré que l'étape de transport du minerai une fois sorti de terre, faisant abstraction des opérations en amont et en aval de l'étape de transport. Yellishetty *et al.* (2009) et Awuah-Offei et Adekpedjou (2011) ont relevé ces disparités dans leurs revues bibliographiques respectives. Norgate et Haque (2010) ont considéré la phase d'exploitation (extraction et traitement) du minerai en incluant le transport pour l'exploitation du fer car les mines (de fer) sont généralement très éloignées des terres. Seules les études de Suppen *et al.* (2006) et Reid *et al.* (2009) ont inclus la phase de développement dans la définition des limites du système. Cependant, pour Reid *et al.* (2009), le développement n'a concerné que la construction des ouvrages de stockage de résidus. La construction de toute la mine n'a donc pas été prise en compte.

S'agissant de Suppen *et al.* (2006), malgré la prise en compte de tout le cycle de vie de la mine, l'étude n'est pas allée jusqu'à l'étape d'évaluation des impacts et s'est contentée du développement de l'inventaire.

L'écart entre les études apparaît aussi à travers la définition de l'unité fonctionnelle. Cette unité varie d'une étude à l'autre.

Enfin pour les méthodes d'évaluation d'impact (LCIA) utilisées et les catégories d'impact évaluées, la différence entre les études est encore visible. Pour les méthodes LCIA, notons

que seules 2 études en ont fait la précision : IMPACT 2002+ pour Reid et *al.* (2009) et LICYMIN, un modèle développé par Durucan et *al.* (2006). Dans les autres études, la méthode LCIA n'a pas été précisée. En termes de catégories d'impacts, le changement climatique revient dans toutes les études. Aussi, l'acidification, l'écotoxicité et la consommation des ressources ont été étudiées. Seule l'étude de Reid et *al.* (2009) a évalué toutes les catégories d'impact midpoint (14 pour la méthode IMPACT 2002+). En outre, cette étude a été la seule à aller jusqu'à l'évaluation des dommages (endpoint). Toutes les autres se sont limitées au niveau midpoint en considérant un nombre limité d'impact à évaluer. Cela est certainement motivé soit (1) par le fait qu'à la différence des catégories d'impact midpoint, les catégories de dommage ne sont pas toutes consensuelles surtout pour l'épuisement des ressources, soit (2) par le fait que les méthodes endpoint sont généralement considérées plus incertaines à cause de la mauvaise connaissance des mécanismes d'impact (Aissani, 2008). Au final, on peut remarquer que les limites du système s'arrêtent à la phase de production et de purification de la substance utile c'est-à-dire de sa libération de la gangue ou la partie non utile de la roche. En effet, à la différence de la plupart des études ACV, celles réalisées dans le secteur de l'extraction n'intègrent généralement pas la phase d'utilisation du produit. Car un métal peut être voué à plusieurs utilisations.

Ces différentes études ont montré l'applicabilité de la méthodologie d'ACV dans le domaine des mines. Elles ont conduit à de bons résultats ayant permis selon les cas la sélection des meilleures technologies de production ou la détection des points faibles et forts afin d'orienter les décisions d'amélioration d'un point de vue environnemental (Durucan et *al.*, 2006 ; Awuah-Offei et *al.*, 2009 ; Reid et *al.*, 2009 ; Norgate et Haque, 2010 ; Haque et Norgate, 2014).

Cependant, seule l'étude de Durucan et *al.*, (2006) a considéré l'ensemble du cycle de vie hormis la phase d'exploration. De plus, ces auteurs ont évalué les impacts en utilisant un modèle propre, différent des méthodes classiques d'évaluations des impacts en ACV.

Dans cette étude nous proposons d'appliquer la méthodologie d'ACV à une mine en considérant l'ensemble du cycle de vie incluant l'étape d'exploration et en prenant en compte dans un premier temps toutes les catégories d'impacts midpoint (impact au milieu de la chaîne de causalité). Ensuite, dans un second temps, dans une perspective de proposition d'intégration de l'ACV dans le processus des EIE des mines, une sélection des catégories d'impacts analogues aux impacts couramment étudiés dans les EIE sera réalisée. Le but est

d'arriver à comparer les résultats d'ACV à ceux obtenus lors de la réalisation de l'EIE de la future mine d'Afema.

Tableau 1-3 : Principales caractéristiques des travaux ACV dans le secteur de l'industrie extractive

Référence	Titre de l'étude	Système étudié	Limites du système	Unité fonctionnelle	Catégories d'impacts évaluées	Méthode LCIA	Résultat
Durucan <i>et al.</i> (2006)	Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry	Mine	Développement Extraction	Pas définie	-Acidification -Changement climatique -Toxicité humaine -Écotoxicité Eutrophisation -Déplétion des ressources abiotiques	LYCIMIN	Les opérations d'abattage réalisé pendant l'exploitation sont responsables de la plupart des impacts évalués
Awuah-Offei et Adekpedjou (2011)	Application of life cycle assessment in the mining industry	-	-	-	-	-	Recommandent la prise en compte d'autres catégories d'impacts comme l'utilisation des terres, la consommation d'énergie et de l'eau ainsi que l'utilisation des ressources ont été suggérées pour l'ACV de l'industrie extractive
Yellishetty <i>et al.</i> (2009)	Life cycle assessment in the minerals and metals sector: a critical review of selected issues and challenges	-	-	-	-	-	Recommandent l'intégration de l'utilisation des terres, la consommation de ressources abiotiques et la prise en compte des dimensions spatiales et temporelles dans les évaluations d'impacts
Reid <i>et al.</i> (2009)	Life cycle assessment of mine tailings management in Canada	Mine	-Développement -Exploitation -Fermeture	Gestion de 13,3 Millions de tonne de résidus	-Toutes les catégories midpoint (IMPACT 2002+) -Impacts endpoint	IMPACT 2002+	Au cours des phases de développement et d'opération, les impacts sont élevés pour ER, RI, DCO, OP, EA, ET, EuA, EuT RC, ENR et RM sont fortement dus au fonctionnement de l'usine de remblai
Awuah-Offei <i>et al.</i> (2009)	Evaluation of belt conveyor and truck haulage systems in an open pit mine using life cycle assessment	Comparaison de 2 technologies de transport de minerai - par camion - par bande	Phase d'opération (transport uniquement)	4 000 tonnes/heures	-Changement climatique -Acidification	Pas de précision	Pour l'acidification potentielle, le transport par camion est plus impact alors que pour le réchauffement climatique le transport par bande produit le plus d'impacts

Haque et Norgate (2014)	The greenhouse gas footprint of in-situ leaching of uranium, gold and copper in Australia	Extraction de métaux par la lixiviation in situ (LIS), étude comparée de 3 métaux	Extraction et traitement du minerai	1 kg de métal (Or, cuivre, uranium) produit	Changement climatique	Pas de précision	-LIS de l'Uranium contribue à 38 kg CO ₂ -éq/kg U ₃ O ₈ -LIS de l'or contribue à 29 t CO ₂ -éq/kg Au LIS du cuivre contribue à 4,78 t CO ₂ -éq/kg Cu
Norgate et Haque (2010)	Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations	Comparaison de la production de 3 métaux: fer, bauxite et cuivre	Extraction (transport compris pour le fer) et traitement du minerai	1 tonne de métal produit (concentré)	-Consommation d'énergie -Changement climatique	Méthode australienne	LCIA -Impacts sur le réchauffement climatique élevés pour le chargement et le transport du minerai de fer et de bauxite -forte contribution de la production du cuivre au réchauffement climatique à l'étape de concassage et de broyage - la production du concentré de cuivre consomme plus d'énergie que la production du fer et de la bauxite
Giurco et al. (2000)	Decision making to support sustainability in the copper industry: technology selection	Technologies de traitement du cuivre	Extraction Traitement	Pas clairement définie	-Changement climatique -Acidification -Écotoxicité -Pollution atmosphérique (smog)	Pas de précision	-Réchauffement climatique, l'extraction par solvant et électro-fusion contribue le plus (20 kg CO ₂ éq/ t Cu), alors que la contribution des deux autres technologies avoisine les 15 kg CO ₂ éq/ t Cu chacune. Acidification potentielle, la fusion réverbère produit le plus d'impacts car elle manque de dispositif de capture de SO ₂ responsable de l'acidification. De plus, c'est cette technologie qui à la -Écotoxicité, la fusion réverbère contribue le plus à cause de la forte consommation de fuel. -Smog, la contribution de la fusion réverbère et de l'extraction par solvant et électro-fusion sont sensiblement identiques (respectivement 6,2 et 6,3 kg POCPéq/ t Cu). La fusion flash a un impact de près de 5 kg

						POCP _{éq} / t Cu.
Suppen et al. (2006)	Environmental management and life cycle approaches in the Mexican mining industry	Mine	Ensemble du cycle de vie	1 tonne de concentré	-	-

Effets sur la Respiration (ER) ; Radiations Ionisantes (RI) ; Destruction de la Couche d’ozone (DCO); Oxydation Photochimique (OP) ; Écotoxicité Aquatique (EA) ; Écotoxicité Terrestre (ET), Eutrophisation Aquatique (EuA), Eutrophisation Terrestre (EuT), Réchauffement climatique (RC) ; Énergies Non Renouvelables (ENR) ; ROURCES Minérales (RM)

❖ Motivations pour l'intégration de l'ACV dans les EIE des mines

Alors qu'elle fut à l'origine développée pour l'évaluation des impacts des produits et services, le champ d'application de l'ACV évolue progressivement. Récemment l'application de l'ACV a été officiellement étendue à l'évaluation des organisations, y compris des sites spécifiques (ISO, 2014). Plusieurs auteurs ont reconnu l'efficacité de la méthodologie d'ACV et ont suggéré son utilisation dans les processus d'EIE. À partir des années 2000, Finnveden et *al.* (2003) montrèrent que l'ACV pouvait être utile dans la sélection des alternatives. Manuilova et *al.* (2009) et Židonienė et Kruopienė (2014) abondent dans le même sens en précisant que non seulement l'ACV peut permettre de mieux tester les alternatives mais elle peut également aider à choisir les limites du système à considérer (champ de l'étude) c'est-à-dire différencier le background du foreground. Le background correspond au système d'arrière-plan, c'est-à-dire aux activités situées hors du périmètre d'étude mais dont les produits sont utilisés sur le périmètre étudié. Le foreground représente le système de premier plan, donc aux activités qui se déroulent à l'intérieur du périmètre d'étude. En effet, l'ACV a la particularité de pouvoir intégrer les émissions et les effets des activités en amont de la chaîne d'approvisionnement (background) et pas seulement à l'endroit du processus lui-même. De cette façon, elle arrive à comptabiliser les impacts indirects des projets qui peuvent parfois être plus importants que les impacts directs (Potting et *al.*, 2012). Ici la notion d'impacts indirects renvoie aux impacts générés par les activités d'arrière-plan (background) et les impacts directs correspondent à ceux qui sont directement produits par les activités de premier plan (foreground). La prise en compte des impacts indirects des projets de développement est de plus en plus encouragée comme l'atteste la récente législation européenne sur l'évaluation des problèmes environnementaux de certains projets privés et publics (JOUE, 2014). En outre, concernant la nature des impacts à évaluer, la directive 2014/52/UE souligne la nécessité d'envisager un large éventail de catégories d'impact qui incluent l'épuisement des ressources, l'énergie, le changement climatique et la santé humaine (Larrey-Lassalle et *al.*, 2017). Ces catégories d'impacts ne sont traditionnellement pas prises en compte dans les études EIE. Après les différentes remarques et suggestions sur les possibles bénéfices de la méthodologie d'ACV dans les processus d'EIE, certains auteurs (Larrey-Lassalle et *al.*, 2017 ; Židonienė et Kruopienė, 2014) ont poussé plus loin les recherches à travers le développement de cadre méthodologique d'intégration de l'ACV dans les EIE. Židonienė et Kruopienė (2014) ont proposé un cadre méthodologique intégrant à la fois l'ACV et l'EIE en vue d'évaluer plus largement les impacts environnementaux des projets industriels et aider la prise de décision.

Plus récemment, Larrey-Lassalle et *al.* (2017) ont proposé une méthodologie d'intégration de l'ACV à toutes les étapes du processus d'EIE (sélection des alternatives, définition du champ de l'étude, évaluation des impacts, proposition de mesures de mitigation). Pour ces deux études, des exemples de cas d'étude ont été réalisés. Leurs résultats ont confirmé les avantages de l'intégration de l'ACV dans le processus d'EIE.

Par ailleurs, compte tenu du fait que la réglementation n'impose pas de méthode d'évaluation des impacts dans la procédure d'EIE, nous avons développé dans cette étude une méthode d'évaluation des impacts miniers. Cette méthode s'appuie sur la démarche d'Analyse de Risques (AR). En effet, plusieurs auteurs (Demidova et Cherp, 2005 ; Zelenakova et Zvijakova, 2017) ont proposé la démarche de l'analyse de risque dans les procédures d'EIE.

Demidova et Cherp, 2005 ont proposé un cadre méthodologique intégrant l'AR dans les EIE en particulier pour l'évaluation des impacts sur la santé car pour eux ces impacts sont mal évalués avec les techniques classiques. Cependant, bien qu'ils aient établi ce cadre méthodologique, ils n'ont pas réalisé une étude de cas et ont simplement réalisé une revue bibliographique de 7 rapports d'EIE pour en évaluer la robustesse de l'évaluation des impacts sur la santé humaine. Ces études portent sur des installations ou projets à « haut risques » tels que les centrales électriques, les barrages et réservoirs d'eau, les usines de traitement de déchets et des sites d'enfouissement (Demidova et Cherp, 2005). Zelenakova et Zvijakova (2017) ont aussi proposé l'implémentation de l'analyse de risque dans les EIE et ont réalisé une étude de cas sur un projet de construction d'un ouvrage de protection contre les inondations en Slovaquie. Ces auteurs n'ont évalué que les impacts environnementaux des événements accidentels. Nous proposons dans cette étude d'évaluer à la fois les impacts d'évènement chroniques et accidentels à travers une même méthode : la Méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts Miniers qui sera présentée dans le chapitre méthodologie de ce manuscrit.

Conclusion partielle

Dans ce chapitre, nous avons présenté l'état de l'art sur le sujet d'étude. Cette partie a permis de présenter l'industrie minière en particulier les différentes phases de vie d'une mine et les activités qui y sont menées. Elle a également permis de présenter l'état des connaissances de l'application de la procédure d'EIE et de la méthodologie d'ACV dans le domaine des mines.

L'EIE est un processus qui vise à déterminer l'importance de l'impact environnemental d'un projet à travers l'évaluation de l'ampleur des modifications qui peuvent affecter l'environnement. Bien que cet outil soit largement utilisé dans les projets miniers, très peu d'articles scientifiques sont publiés.

L'ACV est une technique qui permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou un service tout au long de son cycle de vie. Son application dans le domaine des mines est relativement récente. Pour la plupart des travaux relevés dans la littérature, l'ACV a permis la comparaison de technologies à travers la quantification de leurs impacts environnementaux potentiels, contribuant ainsi à la prise de décision.

Après cette présentation de l'état de l'art, dans le chapitre suivant, nous traiterons du matériel et des principales méthodes utilisées dans cette thèse.

Chapitre 2 : Méthodes utilisées et Étude de cas

Après l'état de l'art présenté (Chapitre 1) sur l'exploitation minière et l'évaluation d'impact environnemental de l'industrie minière, ce deuxième chapitre présente les méthodes existantes utilisées dans cette thèse et les études de cas qui ont été réalisées. Nous présenterons toutes les méthodes utilisées dans cette thèse et leur application à la zone d'étude. Ainsi, seront présentées dans un premier temps, d'une façon générale et théorique, la méthodologie d'ACV puis dans un second temps, les méthodes d'étude de l'état initial de la zone choisie pour les études de cas. Enfin, la troisième partie de ce Chapitre s'attachera à présenter le contexte géographique et géologique de cette zone d'étude ainsi que les cas spécifiques de ces méthodes à la zone d'étude.

Rappelons que la Méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts environnementaux Miniers (MAEIMIN), développée dans cette thèse sera présentée comme un résultat dans le Chapitre 3.

2.1. Méthodologie d'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

L'Analyse du cycle de vie est une méthode normalisée qui permet d'évaluer les impacts environnementaux tout au long du cycle de vie d'un produit. Elle est caractérisée par ses deux aspects typiques : « la pensée cycle de vie » (l'approche holistique) c'est-à-dire l'étude sur le cycle de vie complet du système étudié et la prise en compte d'un champ exhaustif d'impacts à partir de la conversion des flux de matières et des émissions en indicateurs environnementaux (approche multicritère quantitative). L'ACV a donc pour but principal de quantifier les impacts environnementaux d'un produit ou d'un système tout au long de son cycle de vie. Selon les normes ISO 14040 (2006a), l'ACV est « la compilation et l'évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie ». Ces normes fixent à 4, les étapes de la démarche ACV comme décrites dans la section 1.2.2 et illustrées par la Figure 2-1. Ce sont la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire des flux de matières et d'énergie, l'évaluation de l'impact et l'interprétation des résultats. Ces étapes sont itératives.

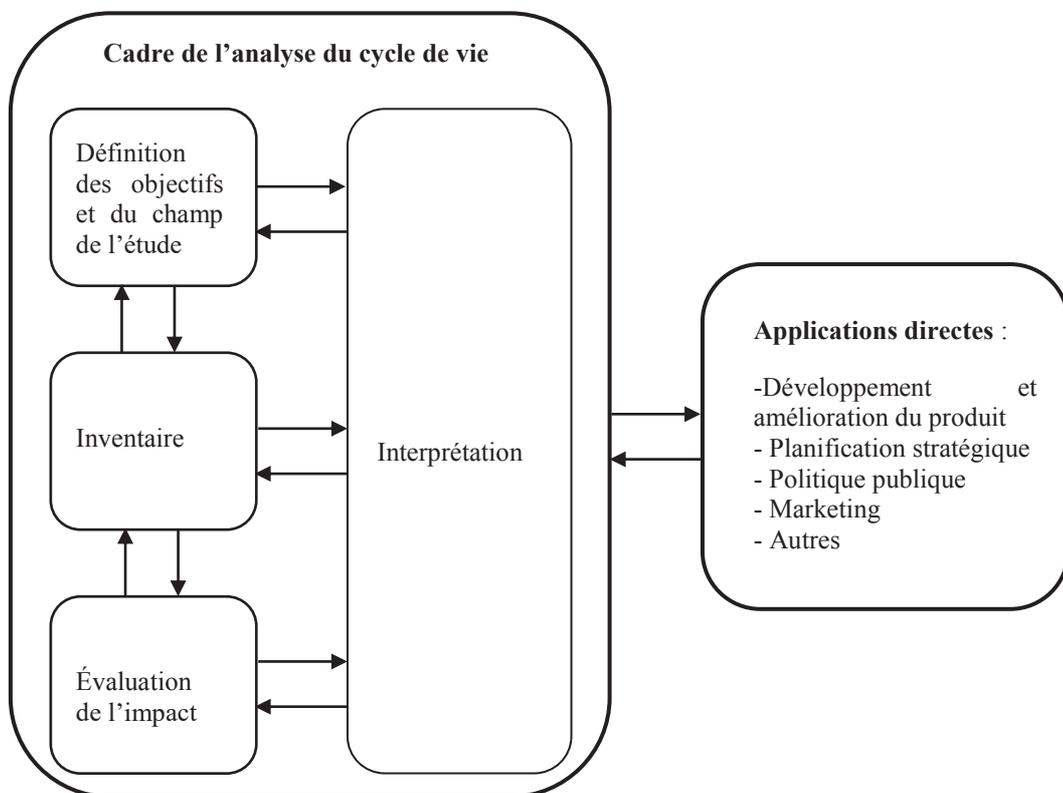


Figure 2-1 : Principales étapes de l'Analyse du Cycle de Vie (ISO, 2006b)

Développée à l'origine pour les systèmes de production industriels dans les années 1970 , en particulier pour limiter la consommation d'énergie dans la fabrication de matières plastiques, d'acier, de pâtes et papiers (Huppés, 1996), l'utilisation de l'ACV a été progressivement étendue à d'autres secteurs dont l'industrie extractive.

2.2. Méthodes d'étude de l'état initial de la zone d'étude

2.2.1. Études des caractéristiques physico-chimiques des eaux, des sols/sédiments

○ Détermination des hydrofaciès

Le regroupement des eaux suivant les faciès hydrochimiques est une technique permettant de réduire la difficulté du maniement de données brutes. Plusieurs méthodes permettent de classer les données hydrochimiques sur la base d'une représentation graphique. Dans cette étude, le diagramme de Piper a été utilisé afin de rendre compte de la répartition des points d'eau dans les faciès hydrochimiques. Cette technique est couramment utilisée avec de bons résultats dans le domaine de l'hydrochimie en Côte d'Ivoire par des auteurs tels que Biemi (1992), Oga (1998), Ahoussi (2008).

○ Analyse statistique

Cette étude est destinée à réduire le nombre de paramètres statistiques et trouver les coefficients de corrélation entre les paramètres étudiés. Pour cela, deux méthodes complémentaires d'analyse statistique multivariée ont été utilisées afin d'identifier les facteurs susceptibles d'expliquer à la fois l'origine des paramètres étudiés et leur corrélation (Siellaff et Einax, 2007 ; Ahoussi, 2008 ; Idris, 2008 ; Dahariya et *al.*, 2016). Il s'agit de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). L'ACP a été réalisée afin de mettre en évidence les ressemblances hydrochimiques entre les différentes eaux pour en extraire des variables représentatives (Guillén et *al.*, 2012). En effet, la technique d'ACP permet de simplifier la complexité des données en réduisant le nombre de variables et des facteurs orthogonaux, ce qui facilite la visualisation des corrélations significatives (Jolliffe, 2002; Guillén et *al.*, 2012).

La CAH permet de trouver des groupes homogènes d'échantillons en fonction de leurs compositions hydrochimiques. Pour ce faire deux étapes sont essentielles : le calcul d'indice de distance ou de dissimilarité entre les variables. Afin de donner un poids équivalent aux variables, les données sont préalablement centrées et réduites. Pour le regroupement des

échantillons (ou la mesure de la distance entre les variables), la distance euclidienne a été utilisée. Quant au choix de la méthode de coupure entre les différentes classes, la méthode de Ward a été utilisée. Elle consiste à retenir comme distance entre deux groupes celle qui minimise la variance intragroupe tout en maximisant la variance intergroupe (Carré, 2017). Ces différentes classes sont représentées sur un arbre hiérarchique appelé dendrogramme. Le dendrogramme indique l'ordre dans lequel les agrégations successives ont été opérées ainsi que la valeur de l'indice de dissimilarité à chaque niveau d'agrégation. Les agrégations qui sont les plus significatives sont obtenues simplement en traçant une ligne horizontale sur le dendrogramme et en retenant les agrégations qui sont au-dessus de cette ligne. Il est généralement pertinent d'effectuer la coupure après les agrégations correspondant à des valeurs faibles d'indices de dissimilarité et avant des agrégations correspondant à des valeurs d'indices élevées. Ainsi, les variables les plus rapprochées sont plus semblables que celles qui sont éloignées les unes des autres et peuvent donc être classées dans le même groupe (Césari, 2007 ; Dahariya et *al.*, 2016 ; Shrestha et *al.*, 2016).

○ **Évaluation de l'indice de qualité des eaux (Water Quality Index)**

Le *Water Quality Index* (Indice de la qualité de l'eau) est une des techniques les plus efficaces permettant d'évaluer la qualité des eaux. Il est défini comme étant une estimation de la qualité de l'eau sur la base de l'influence de plusieurs paramètres (Ramakrishnaiah et *al.*, 2009). Le calcul est effectué en particulier sur la convenance ou l'aptitude d'une eau (donnée) à la consommation humaine. Pour ce faire, plusieurs étapes sont nécessaires.

- le choix et la pondération des paramètres physico-chimiques impliqués dans l'évaluation de la qualité de l'eau. Un poids (w_i) est affecté à un paramètre en tenant compte de son importance relative dans l'évaluation de la qualité totale d'une eau destinée à la consommation humaine.

Dans l'exemple du Tableau 2-2, le poids maximal de 5 a été assigné aux nitrates en raison de leur importance majeure dans l'évaluation de la qualité de l'eau (Ramakrishnaiah et *al.*, 2009). De même, le poids 5 a été attribué aux métaux lourds comme le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), l'arsenic, etc. En effet, du fait de leur caractère non-biodégradable, et de leur toxicité, les métaux lourds représentent un danger pour la santé humaine (Garbarino et *al.*, 1995 ; Shrestha et *al.*, 2016). Cependant, le magnésium a été affecté du poids 1 car il ne présente pas de réels effets nuisibles à la santé humaine ;

- le calcul du poids relatif (W_i) de chaque paramètre (Tableau 2-1) est effectué en suivant l'équation [2] :

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad [2]$$

Avec,

w_i : le poids affecté à chaque paramètre et ;

n : le nombre de paramètres retenus.

Tableau 2- 1: Pondération des paramètres de qualité

Paramètres chimiques	Poids (w_i)	Poids relatif (W_i)	Normes OMS
PH	4	0,083	6,5 – 9
Conductivité électrique ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	4	0,083	200 – 1100
Turbidité (UTN)	2	0,041	1
Nitrates (mg.L^{-1})	5	0,104	50
Chlorures (mg.L^{-1})	3	0,062	250
Sulfates (mg.L^{-1})	4	0,083	250
Calcium (mg.L^{-1})	2	0,041	75
Magnésium (mg.L^{-1})	2	0,041	30
Sodium (mg.L^{-1})	2	0,041	200
Mercure (mg.L^{-1})	5	0,104	0,001
Plomb (mg.L^{-1})	5	0,104	0,01
Cyanure (mg.L^{-1})	5	0,104	0,05
Cadmium (mg.L^{-1})	5	0,104	0,005
Total	48	1	

- la détermination d'une échelle d'estimation de la qualité (q_i) pour chaque paramètre en divisant sa concentration dans chaque échantillon d'eau par une valeur guide puis multiplié le résultat par 100. L'équation [3] illustre le calcul de q_i :

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad [3]$$

Où q_i désigne la qualité de l'eau estimée par rapport au paramètre i ;

C_i , la concentration en mg.L^{-1} de chaque paramètre mesurée dans chaque échantillon d'eau ;

S_i , la valeur guide proposée pour les eaux de boisson.

- la détermination de l'indice de qualité de l'eau (WQI) est effectuée à partir des équations [4] et [5] :

$$SI_i = W_i * q_i \quad [4]$$

$$WQI = \sum SI_i \quad [5]$$

Où SI_i , l'indice partiel (ou sous-indice), désigne l'indice de qualité pour un paramètre i donné. Il est calculé pour chaque paramètre et l'addition de tous les SI_i permet d'obtenir l'indice de qualité de l'eau du site concerné (WQI). Le regroupement des valeurs de WQI comme indiqué dans le Tableau 2-2 permet de classer les eaux étudiées. Les classes sont au nombre de 5 et vont de « eaux excellentes » à « eau impropres à la consommation humaine » au regard des paramètres retenus.

Tableau 2-2 : Classification des eaux basée sur les valeurs WQI (Ramakrishnaiah et *al.*, 2009)

Valeurs QWI	Qualité des eaux
< 50	Excellente qualité
50 – 100	Bonne qualité
100 – 200	Qualité médiocre
200 – 300	Qualité mauvaise
> 300	Eau impropre à la boisson

○ Étude de la qualité des sols et des sédiments

Afin d'évaluer la qualité des sols et des sédiments de nombreuses techniques ont été développées (Hakanson, 1980 ; Guillén et *al.*, 2012 ; García-Lorenzo, 2014). Dans cette étude, la qualité des sols et des sédiments a été déterminée à partir de la caractérisation du facteur de contamination (FCont) et de l'indice de charge de pollution (PLI).

Le facteur de contamination permet d'apprécier le niveau de contamination par chaque métal lourd dans un échantillon donné. Il se définit comme étant le rapport entre la concentration d'un métal dans un échantillon donné et la concentration de référence de ce métal (équation [6]).

$$CF = \frac{C_{\text{metal}}}{C_{\text{Background}}} \quad [6]$$

où C_{metal} détermine la concentration du métal mesurée dans l'échantillon étudié et $C_{\text{Background}}$, la concentration de référence pour le même métal. Hakanson (1980) a défini 4 classes de FCont :

FCont < 1 : faible contamination ;

1 < FCont < 3 : contamination modérée ;

3 < FCont < 6 : forte contamination ;

FCont > 6 : très forte contamination.

L'indice de charge de pollution permet aussi d'estimer le degré de contamination des sols. Il est calculé à partir de l'équation [7] :

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n} \quad [7]$$

Lorsque $PLI < 1$, cela n'indique pas d'apport anthropique, donc pas de contamination. Cependant, une valeur de $PLI > 1$ traduit une détérioration de la qualité due à un apport anthropique.

2.2.2. Étude de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères par la méthode DRASTIC

La préservation de la qualité de l'eau constitue un enjeu environnemental majeur (Ribaud et *al.* 1999). En effet, l'eau est indispensable à la vie et tous les hommes doivent disposer d'un approvisionnement satisfaisant en eau (c'est-à-dire suffisant, sûr et accessible). Un meilleur accès à une eau de boisson saine peut se traduire par des bénéfices tangibles pour la santé. Par conséquent, tous les efforts doivent être consentis pour obtenir une eau de boisson aussi saine que possible (OMS, 2011). Pour cette organisation, environ 80% de toutes les maladies affectant l'homme sont liées à l'eau. La plupart de ces maladies sont contractées en consommant de l'eau de mauvaise qualité. La protection de la ressource en eau s'impose. Elle

est davantage nécessaire lorsqu'une activité d'envergure comme l'exploitation minière doit s'implanter sur un site. En effet, l'extraction minière est connue comme l'une des activités anthropiques créant le plus de dommages à l'environnement en général et aux ressources en eau en particulier (Xenidis et *al.*, 2003 ; Rapant et *al.*, 2006 ; Li et *al.*, 2006 ; El Amari et *al.*, 2014). L'un des moyens de prévention et de protection contre la pollution des eaux (en particulier des eaux souterraines) est la délimitation des zones de vulnérabilité.

La notion de vulnérabilité des aquifères a été abordée par plusieurs auteurs (Zaporozec et Verba, 1994 ; Bezelgues et *al.*, 2002 ; Schnebelen, 2002 ; Jourda, 2005). Ainsi, Zaporozec et Verba (1994) ont montré que la vulnérabilité des eaux souterraines est une notion relative, non mesurable et adimensionnelle, basée sur l'hypothèse que le milieu naturel peut fournir une protection des eaux souterraines contre les impacts anthropiques, en particulier ceux qui sont engendrés par les polluants entrant dans l'environnement souterrain. En complément de cette idée, Bezelgues et *al.* (2002) estiment que la vulnérabilité évalue la faiblesse de cette protection naturelle. Elle identifie la facilité avec laquelle la protection peut être dépassée par une pollution.

○ **Description de la méthode DRASTIC**

La méthode DRASTIC a été développée par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (Aller et *al.*, 1987). DRASTIC est une méthode empirique de cotation numérique qui utilise sept paramètres pour évaluer la vulnérabilité verticale intrinsèque de l'aquifère. Pour chaque paramètre, une cote allant de 1 à 10 est attribuée par classe, préalablement définie, en fonction de la particularité de la zone étudiée et des données disponibles. Les sept paramètres dont les initiales donnent l'acronyme DRASTIC sont :

- D : « Depth to groundwater » qui désigne la profondeur de la nappe ;
- R : « Recharge » pour la recharge efficace de la nappe ;
- A : « Aquifer media » pour le type d'aquifère ;
- S : « Soil media » pour la nature du sol ;
- T : « Topographie » pour la topographie ou la pente ;
- I : « Impact of the vadose zone » pour l'impact de la zone non saturée ;
- C : « Conductivity » pour la conductivité hydraulique.

Chaque paramètre est pondéré par un facteur multiplicateur variant de 1 à 5 selon son importance. Un paramètre prépondérant est affecté d'un poids équivalent de "5" alors qu'un paramètre ayant moins d'influence sur le devenir d'un contaminant se voit assigner un poids

de "1". Les propriétés de chaque paramètre et le poids qui lui est attribué sont représentés dans le Tableau 2-3. Après avoir défini les différentes classes pour chacun des paramètres susmentionnés, il devient alors possible de calculer l'indice de la vulnérabilité DRASTIC (ID). Il s'agit de faire la somme des couches DRASTIC obtenues pour chacun des sept paramètres pondérés par les coefficients respectifs de ces derniers selon l'équation qui [8] :

$$ID = D_p * D_c + R_p * R_c + A_p * A_c + S_p * S_c + T_p * T_c + I_p * I_c + C_p * C_c \quad [8]$$

Avec D, R, A, S, T, I, C, les paramètres DRASTIC cités plus haut ;

c : cote accordée à chaque paramètre ;

p : facteur de pondération accordé à chaque paramètre.

DRASTIC repose sur les trois hypothèses de base suivantes :

- les sources de contamination potentielles se trouvent à la surface du sol ;
- de la surface du sol, les contaminants potentiels atteignent l'aquifère par le mécanisme d'infiltration efficace ;
- la nature des contaminants potentiels n'est pas prise en compte dans le calcul des indices.

DRASTIC génère un indice (ID) pour le potentiel de pollution des ressources en eaux souterraines qui varie de 23 à 226. L'indice permet de déterminer le degré de vulnérabilité de l'unité hydrogéologique à laquelle il se rattache. Les ID sont ensuite reclassées pour aboutir aux classes de vulnérabilité. La reclassification des indices DRASTIC telle que proposée par (Jourda et *al.*, 2005) a été adoptée. Elle conduit à cinq classes de vulnérabilité (Tableau 2-4).

Tableau 2-3 : Propriétés et le poids de chaque paramètre DRASTIC (Jourda, 2005)

Paramètres	Symbole	Propriétés	Poids
Profondeur de la nappe	D	Plus cette profondeur est élevée, plus le contaminant met de temps pour atteindre la surface piézométrique	5
Recharge de la nappe	R	Vecteur principal pour le transport du contaminant. Plus cette recharge est grande, plus le risque de contamination est élevé.	4
Lithologie de l'Aquifère	A	Caractérisée par la granulométrie des terrains saturés. Elle intervient dans le piégeage du polluant qui peut échapper au pouvoir d'absorption du sol. Plus cette granulométrie est fine, plus le piégeage du polluant est grand.	3
Sol	S	Plus le sol est riche en argile, plus l'absorption des métaux lourds est importante et plus la protection des eaux souterraines est grande.	2
Topographie	T	Plus la pente des terrains est grande, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible.	1
Zone non saturée	I	Son impact est déterminé à partir de la texture des terrains qui la constituent. La percolation du polluant jusqu'à la surface piézométrique est d'autant plus grande que cette texture est favorable (graviers, sable grossiers).	5
Conductivité	C	Plus ce paramètre est grand, plus le transfert du polluant est rapide	3

Tableau 2-4: Indice DRASTIC reclassé et degré de vulnérabilité (Jourda et *al.*, 2005)

Indice DRASTIC (ID)	Degré de vulnérabilité
23 à 84	Très faible
85 à 114	Faible
115 à 145	Moyen
146 à 175	Fort
176 à 226	Très fort

○ **Validation de la carte de vulnérabilité**

La validation des différents résultats obtenus apporte une crédibilité au travail effectué et montre que les cartes thématiques produites reflètent mieux la sensibilité du terrain. Le critère d'évaluation choisi pour valider un indicateur donné doit être indépendant (n'ayant pas servi à la réalisation de cet indicateur) et provenir exclusivement de la zone d'étude.

Après cette phase de présentation des méthodes nous aborderons dans la section suivante les études de cas c'est-à-dire l'application de ces méthodes à la zone d'étude. Nous y présenterons d'abord la zone d'étude, ensuite les cas spécifiques de toutes les méthodes présentées à la zone d'étude ainsi que le matériel et les données utilisées.

2.3. Étude de cas : la mine d'or d'Afema

2.3.1. Localisation de la zone d'étude

La zone du projet minier de la société Taurus a été retenue pour réaliser l'étude de cas dans ces travaux de thèse. Il s'agit d'une ancienne mine d'or, exploitée de 1992 à 1998 par la SOMIAF (Société des Mines de l'Afema). Seul le minerai oxydé avait été exploité par la SOMIAF. Le nouveau permis d'exploitation concernera à la fois le minerai oxydé et le minerai sulfuré qui représentent respectivement 20 et 80% du gisement. La zone d'Afema est située dans le département d'Aboisso au Sud-est de la Côte d'Ivoire, à 130 km de la capitale économique Abidjan (Figure 2-2). La zone d'étude s'étend sur plus de 850 km², correspondant à la superficie des 2 bassins versants d'Ehania et Noé. Cette délimitation tient compte de la zone d'influence des activités minières sur le milieu naturel (Figure 2-2). Elle couvre une dizaine de villages qui forment le canton Afema.

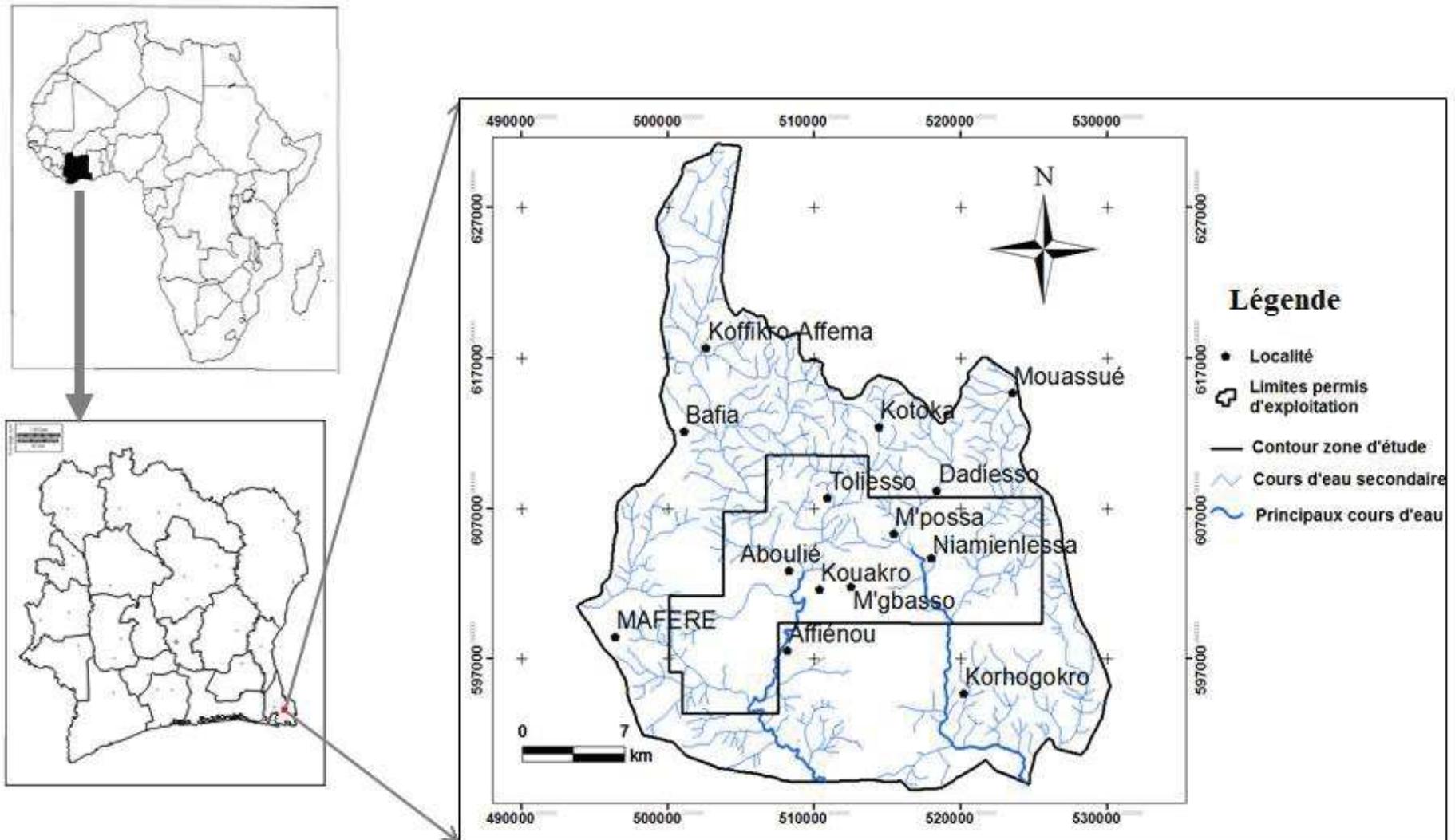


Figure 2-2 : Situation géographique et réseau hydrographique de la zone d'étude

○ Milieu naturel

➤ Climat

Dans la région d'étude, le climat est déterminé par le contact entre deux masses d'air. Une masse d'air chaud et sec (harmattan) qui souffle du Nord-Est vers le Sud-Ouest et une masse d'air froid et humide (mousson) provenant de l'atlantique au Sud et circulant vers le Nord. Le contact entre ces deux masses d'air est appelé Front Intertropical (FIT) dont le déplacement entre le Nord et le Sud détermine le climat (Tapsoba, 1995). Le climat est considéré comme l'un des paramètres les plus importants dans l'alimentation des nappes car il conditionne la pluviométrie.

À l'instar de toute la région du Sud-Est ivoirien, la zone d'étude bénéficie d'un climat chaud et pluvieux qui favorise la pratique des cultures industrielles (café, cacao, hévéa, palmier à huile, etc.).

La zone d' Afema est caractérisée par un climat de type équatorial de transition toujours humide appelé localement « climat attiéen ». Le climat est caractérisé par l'abondance des précipitations avec plus de 1600 mm de pluie par an. La zone est distinguée par une succession de quatre saisons dont deux pluvieuses et deux sèches qui se répartissent comme suit :

- une grande saison pluvieuse d'avril à juillet ;
- une petite saison sèche d'août à septembre ;
- une petite saison pluvieuse d'octobre à novembre ;
- une grande saison sèche de décembre à mars.

Le mois de juin est le mois le plus pluvieux avec près de 530 mm de pluie en moyenne sur la période de 2000 à 2015 (Figure 2-3). À l'inverse le mois de janvier est le plus sec de l'année. Les températures moyennes mensuelles varient de 24 à 27°C. Le mois d'Août est le mois le moins chaud de l'année.

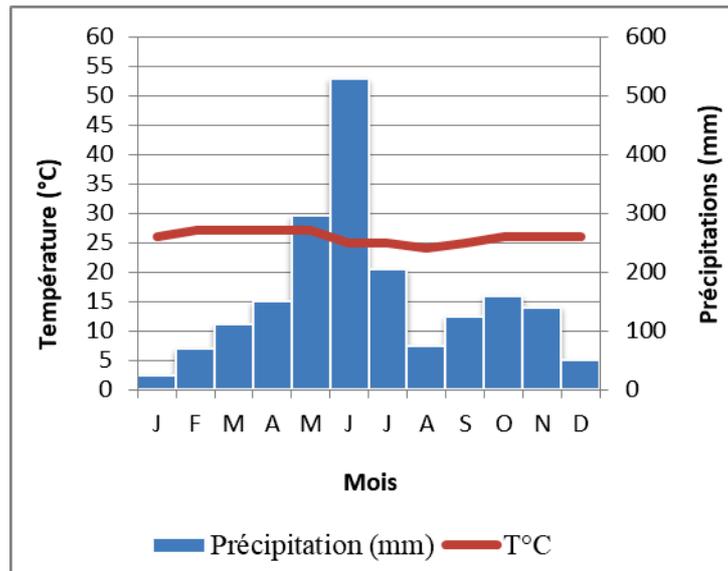


Figure 2-3 : Diagramme ombrothermique de la zone d'étude pour la période de 2000 - 2015

➤ Végétation

Le climat de type équatorial de transition de la zone d'étude offrait autrefois des conditions pluviométriques et édaphiques favorables à des forêts denses de type *Uapaca* distinguées sous le nom de "rain forest" (Leneuf, 1959 ; Poorter et *al.*, 2004). Ce sont des forêts ombrophiles et hygrophiles typiques des régions équatoriales les plus humides. Aujourd'hui l'action conjuguée de la variabilité climatique et des pratiques agricoles ont conduit à la dégradation de la végétation passant de la forêt dense humide sempervirente au début du 20^e siècle, à une forêt dégradée. La végétation, parsemée de plantations de caféiers, de cacaoyers, de palmiers à huile, d'hévéa et de cultures vivrières est composée de zones herbacées, d'espèces végétales atteignant 20 à 30 m de haut. On y trouve également des formations hydromorphes composées de forêts marécageuses et de mangroves.

➤ Réseau hydrographique

La zone d'étude est assez-bien drainé (Figure 2-2). Les rivières Ehania et Noé constituent les cours d'eau principaux. À côté des principaux cours d'eau, existent des cours d'eau secondaires tels que Motokué et Tolié. Ces cours d'eau sont fortement sollicités par les populations riveraines pour les activités quotidiennes telles que l'alimentation en eau, la pêche, l'agriculture et autres activités domestiques (Figure 2-4). Le réseau hydrographique est moins dense au Sud du permis d'exploitation qu'au nord dans les environs d'Aboulié et de Toliéso.



Figure 2-4 : Approvisionnement en eau de la rivière Tolié à Toliesso (Photo : YAO, 2016)

➤ **Relief**

D'une façon générale, la région du Sud-Est présente un relief plus ou moins monotone. Cependant à l'échelle de la zone d'étude la différence entre les zones hautes et les plateaux est nette. La partie nord de la zone d'étude est dominée par une topographie élevée atteignant plus de 260 m. Dans la partie sud, le relief est caractérisé par une alternance de chaînes de collines et de vallées orientées NE-SW généralement inférieures à 100 m d'altitude. Le modèle numérique d'altitude (MNA) a été réalisé à partir des images du « Shuttle Radar Topographic Mission » (SRTM). La Figure 2-5 illustre la topographie de la zone minière d' Afema.

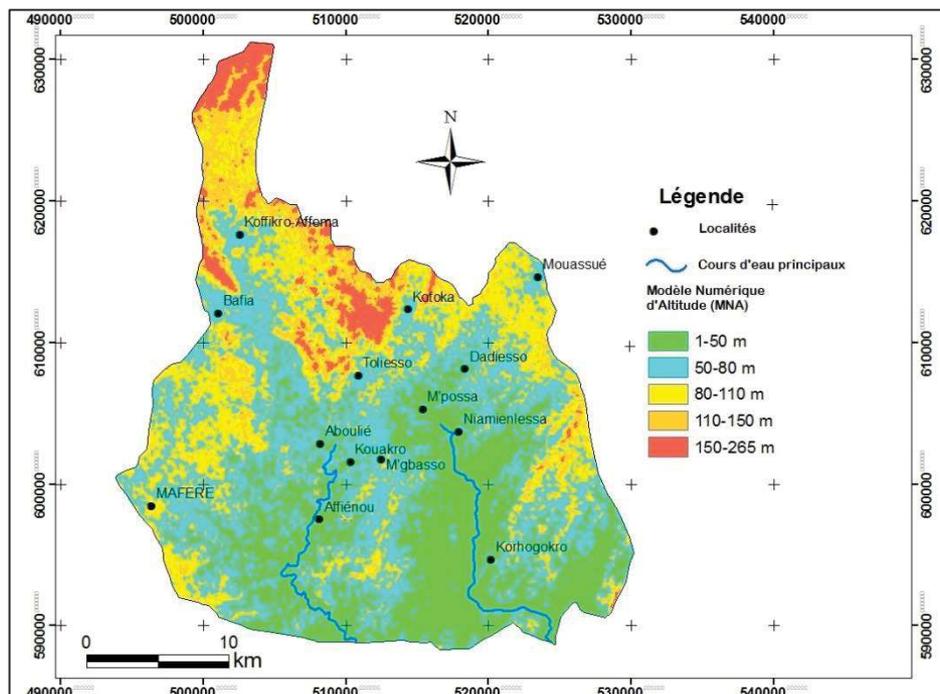


Figure 2-5 : Relief de la zone d' Afema

➤ Sols

Les sols résultent de l'altération des roches de surface sous l'influence du climat et de la végétation. La nature du sol joue un rôle important dans le processus d'infiltration des eaux superficielles. La zone d'étude est marquée par la présence de sols ferrallitiques très lessivés sur des schistes peu métamorphisés (plateaux et pentes), des sols rouges et ocres argilo-sableux (Perraud et De La Souchère, 1971). Ces sols dominent l'ensemble de la zone étudiée. Cependant, on y rencontre également des sols peu évolués d'apport fluviaux (Perraud et de La Souchère, 1971). Ce sont des sols de couleurs beiges et grise (sablo-argileux) qui longent les cours d'eau. Quelques lambeaux de cuirasses sont rencontrés dans la partie nord de la zone d'étude. Enfin dans la partie sud (aux alentours de Maféré) sont observés des sables tertiaires.

○ Géologie et hydrogéologie de la zone d'Afema

➤ Aperçu géologique

La géologie de la zone d'étude s'apparente à celle de la Côte d'Ivoire. Elle est constituée d'un socle et d'une petite couverture sédimentaire. La majeure partie de la zone d'étude est localisée dans l'unité birimienne de la Comoé (Vidal, 1987). Ces formations se regroupent en deux grands ensembles principaux : les métavolcanites et les métasédiments (Assié, 2008). Entre ces deux ensembles se trouve une zone de contact orientée NE-SW. C'est le couloir de cisaillement (shear zone) de l'Afema, d'une largeur d'environ 3 km (Tourigny, 1998). Cette zone constitue l'élément structural majeur à l'échelle de la région. Elle s'étend au-delà de la frontière ivoirienne, et est connue au Ghana sous le nom de *Sefwi belt* (Assié, 2008). Les formations birimiennes de ce couloir sont marquées par un plissement isoclinal sub-vertical (70° à 80° SE). La minéralisation aurifère présente est de type filonien. Elle comprend des filons et des filonnets de quartz à sulfures aurifères ayant pour encaissant soit des formations méta-sédimentaires: schistes graphiteux et schistes quartzeux à séricite (Sonnendrücker, 1967; Adou, 1995; Husson, 1998), soit des tufs rhyolitiques. C'est le cas des gisements de Jonction et d'Aniuri (Allou, 1998; Pothin *et al.* 2002). Ces filons et filonnets de quartz forment les méga-lentilles des gisements de Jonction et d'Aniuri (Coulibaly *et al.*, 2008).

En plus des métavolcanites et des métasédiments qui dominent la zone d'étude, une couverture sédimentaire est identifiée dans sa patrie Sud-Ouest vers la localité de Maféré (Figure 2-6). Cette couche sédimentaire est constituée de sables, argiles et grès ferrugineux dits des hauts plateaux d'âge tertiaire (Delor *et al.*, 1992).

Les ressources minérales identifiées s'élèvent à près de 10,1 millions de tonnes de minerais d'or avec une teneur moyenne de 2,4g/t Au (Nexon Consulting, 2013). Les travaux d'Assié (2008) et Rockstone Gold (2012) dans cette zone ont montré la composition minéralogique de ces gisements. Les études microscopiques ont indiqué que la minéralisation est associée à des sulfures. La pyrite (FeS_2) et l'arsénoyrite (FeAsS) sont les sulfures les plus abondants avec respectivement 91 et 6%. Le rutile (TiO_2) a également été identifié parmi les minéraux abondants. Ces minéraux sont accompagnés par la chalcopryrite (CuFeS_2), la sphalérite (ZnS), la tétrahédrite $[(\text{Cu},\text{Fe},\text{Ag},\text{Zn})_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}]$, la tennantite $[(\text{Cu},\text{Ag},\text{Zn},\text{Fe})_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}]$, l'Or (Au) et la pyrrotite (Fe_{1-x}S) identifiée en traces.

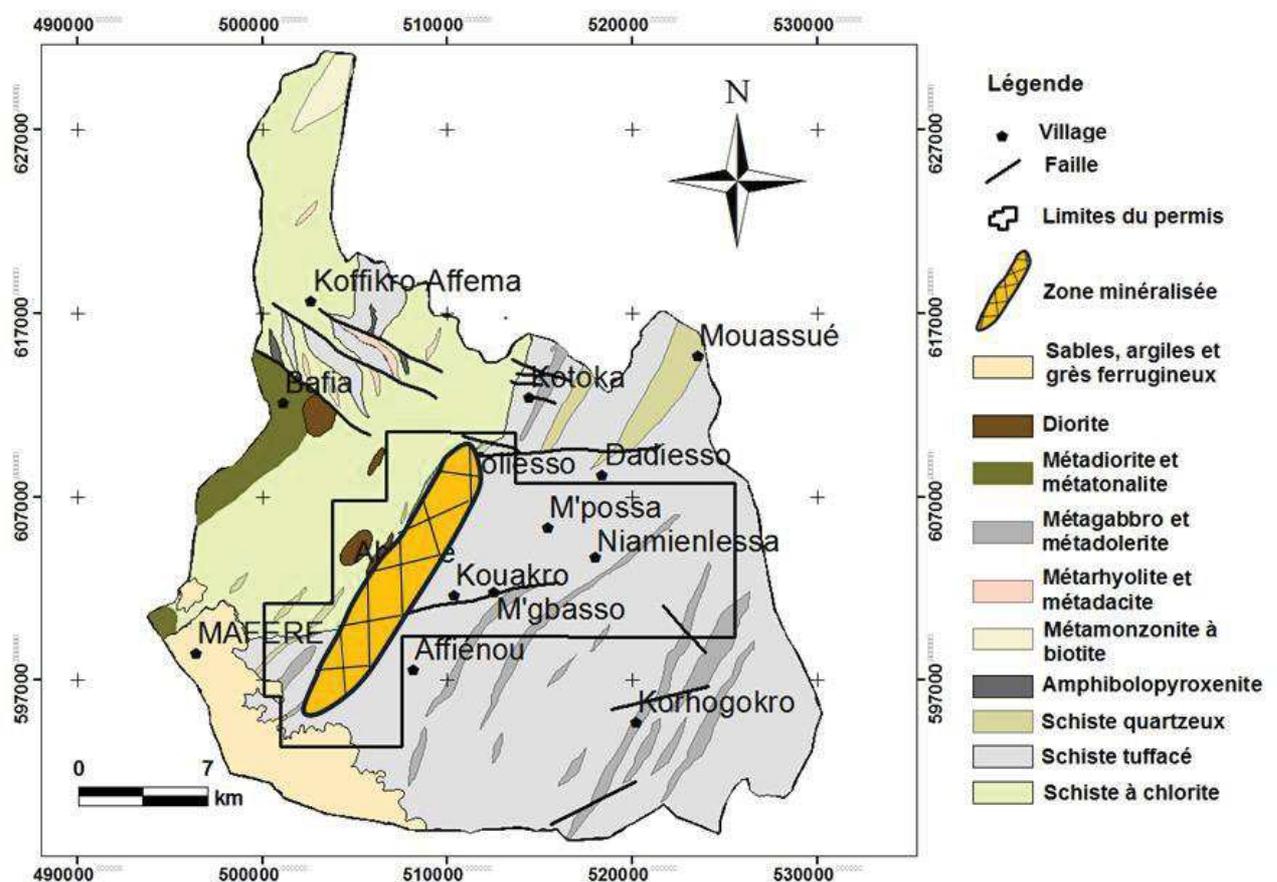


Figure 2-6: Carte géologique de la zone d'étude (modifiée, d'après Delor et *al.*, 1992,)

Les principales formations rencontrées sont :

- Schistes à chlorite et amphibole

Ces formations se rencontrent à l'ouest du couloir de cisaillement. Elles dominent les ensembles des volcano-sédimentaires de la zone d'étude.

L'abondance de chlorite et d'amphibole aux dépens du quartz et du plagioclase leur donne une couleur verte.

- Schistes tuffacés

Ces formations couvrent la majeure partie du permis d'exploitation. Elles sont constituées de diverses formations identifiées sous le nom d'unités faciologiques sédimentaires (Dibi, 2008). Ce sont des formations argileuses et gréseuses qui passent des schistes tuffacés au niveau de Toliesso, Aboulié, Affiéno jusqu'à la partie Est de la zone d'étude à des schistes graphiteux finement lités (Figure 2-6). Ce sont les formations les plus abondantes de la zone d'étude.

- Schistes quartzeux

Ils apparaissent sous forme de lentilles au voisinage de la *shear zone*, au contact des schistes tuffacés et des schistes à chlorite et amphibole. On les retrouve également au Nord-Est de la zone d'étude. Leur présence est cependant remise en cause par les travaux de Hirdes et *al* (2004). Ces travaux laissent entrevoir la présence de filons majeurs de quartz en ces lieux (Dibi, 2008).

- Formations sédimentaires

Dans la zone d'étude, les formations sédimentaires se rencontrent au Sud-Ouest autour de la ville de Maféré. Ces formations sont essentiellement des sables d'âge Mio-Pliocène ou Continental Terminal d'où le nom de sable tertiaires (Delors et *al.*, 1992).

➤ **Aperçu hydrogéologique de la zone d'Afema**

Au niveau hydrogéologique, deux types d'aquifères sont rencontrés dans la zone d'étude. Ce sont les aquifères d'altérites, les aquifères de fissures et/ou de fractures.

- Aquifères d'altérites

Les altérites proviennent de la décomposition de la roche mère. Le profil d'altération confère aux roches de socle leurs propriétés aquifères. Ainsi, les altérites constituent le premier réservoir, le plus accessible ; et assurent une fonction de stockage d'eau souterraine. Les stocks d'eau de ces réservoirs dépendent de leur volume (épaisseur et extension spatiale), de la perméabilité verticale des horizons superposés qui contrôle l'infiltration, de leur porosité puisque leur perméabilité horizontale est très faible comparativement au milieu fissuré, et du niveau piézométrique des altérites (Wyns *et al.*, 1999 ; Dewandel *et al.*, 2006). Dans les schistes, où ils sont caractérisés par une dominante couche argileuse, les aquifères d'altérites sont plus épais et peuvent atteindre 30 m de profondeur. Ces épaisseurs peuvent aller au-delà et atteindre par endroit 100 m de profondeur (Faillat, 1985 ; Lasm, 2000). Un tel aquifère est

constitué d'une nappe libre, est alimentée directement par l'infiltration de l'eau de pluie. Son niveau piézométrique reste donc fortement dépendant des fluctuations saisonnières (Biémi, 1992).

- Aquifères de fissures ou de fractures

Les aquifères de fractures constituent des réservoirs beaucoup plus intéressants (pour l'hydrogéologue) mais d'allure irrégulière et se localisent à des profondeurs de 20 à 60 m voire plus, aux endroits où les fractures sont décomprimées par la contrainte lithostatique. Ces aquifères développent une meilleure perméabilité en comparaison à celle des altérites et sont caractérisés par une faible porosité utile (Lasm, 2000). La présence d'un tel aquifère est donc subordonnée à l'existence de fissures ou de fractures. L'eau emmagasinée dans l'horizon fissuré est à l'abri des divers types de pollutions de surface comparativement aux réservoirs des altérites. C'est la raison pour laquelle ces aquifères sont plus recherchés au cours des prospections hydrogéologiques (Collin, 1988).

Les aquifères de fractures sont les sources d'eau privilégiée pour l'alimentation en eau potable en raison de la bonne qualité supposée de ces eaux. Le captage de ces ressources se fait au moyen de forages implantés sur ou au droit des fractures. Cependant, dans la zone d'étude l'absence des forages associée aux pannes répétées des pompes poussent la quasi-totalité des populations à exploiter les aquifères d'altérites pour la consommation humaine. Cette exploitation se fait au moyen de puits paysans ou puits traditionnel (Figure 2-7) dont les profondeurs sont généralement inférieures à 10 m. Ces aquifères directement, alimentés par les eaux des précipitations sont exposés aux éventuelles pollutions de surface. De plus, leur niveau piézométrique baisse considérablement pendant les saisons sèches et remontent rapidement en période pluvieuse. À ces deux sources principales s'ajoutent les eaux de surfaces qui comprennent les retenues d'eau et les rivières qui bordent les localités.

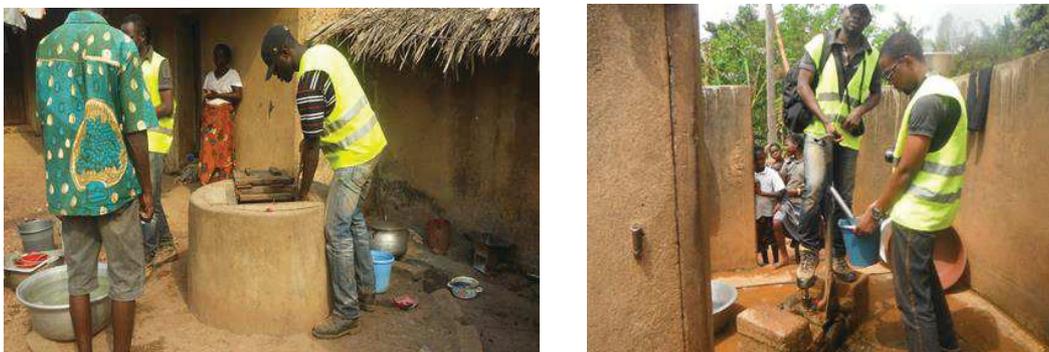


Figure 2-7 : Différentes sources d'approvisionnement en eau dans la zone d'étude

2.3.2. Étude de l'état initial de la zone d'Afema

○ Techniques de caractérisation physico-chimique des eaux, des sols et des sédiments de la zone minière d'Afema

Afin de caractériser l'état de l'environnement avant l'ouverture de la nouvelle mine d'or d'Afema (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) (Figure 2-2), nous avons mené une étude pour déterminer la qualité des eaux (de surface et des eaux souterraines) et des sol/sédiments. L'acquisition des données a demandé un travail de recherche de données bibliographiques et de collecte de données de terrain.

En vue d'obtenir une vision la plus représentative possible de l'état global des masses d'eau et des sols, les points d'échantillonnage ont été choisis après une cartographie détaillée de la zone (Figure 2-8), et l'étude des données bibliographiques.

La campagne d'échantillonnage s'est déroulée du 08 au 12 février 2016 qui correspond à la période des basses eaux. Au total 21 points de prélèvement ont été retenus dont 14 échantillons d'eaux souterraines et 7 pour les eaux de surface. Les échantillons d'eaux de surface ont été prélevés dans les anciennes fosses de la Somiaf (An, Cyan et Jonc) ainsi qu'en amont et en aval de la zone minière (Eh-Ab, Eh-Af, Noé-Kt et Noé-Mp).

Les échantillons d'eaux souterraines sont composés respectivement de 8 et 6 points d'eau de forages (Af F1, To F1, To F2, Da F1, Da F2, N1, Kt F1 et Kt F2) et de puits (Km, Cp-M, K1, K2 et Mg) qui correspondent à la totalité des ouvrages présents et en état de fonctionnement sur le territoire de la zone d'étude (Figure 2-8).

Le protocole de prélèvement est celui préconisé par Thierrin et *al.* (2001). Il a consisté tout d'abord à rincer le matériel de prélèvement et de mesures (électrodes du multi-paramètre) trois fois de suite avec l'eau à échantillonner. Ensuite, un autre prélèvement a servi aux mesures *in situ*. Le même principe a été respecté pour le prélèvement des échantillons destinés aux mesures en laboratoire. Dans les échantillons prévus pour le dosage des métaux trois gouttes d'acide nitrique (HNO_3) ont été ajoutées afin de les stabiliser. Tous les échantillons ont été enfin conservés à l'abri de la lumière et à moins de 4°C dans des glacières puis convoyés au laboratoire où les analyses ont été effectuées 5 jours après les prélèvements.

l'appareil a été réalisée après séchage, broyage et digestion avec un mélange de HNO₃-HCl-HF conformément à la méthodologie proposée par UNEP/FAO/IOC/IAEA (1984a ; 1984b).

L'étude a nécessité dans sa réalisation pratique, la contribution d'un matériel composé de matériel de collecte et de traitement de données.

➤ **Matériel de collecte de données**

La réalisation de l'étude sur la qualité initiale de l'environnement avant la réouverture de la mine a nécessité la constitution d'une base de données. Les données utilisées comprennent les résultats des mesures *in situ* et ceux des analyses chimiques réalisées au laboratoire du Centre Ivoirien Anti-Pollution (CIAPOL) après une collecte d'échantillons sur le terrain. Le matériel de collecte des données est composé de :

- une sonde multi-paramètre WTW 3110 qui a servi à la mesure *in-situ* de la température, du potentiel d'hydrogène (pH) et du potentiel d'oxydoréduction (Eh) ;
- un conductimètre WTW 3110 qui a servi à la mesure *in-situ* de la conductivité ;
- un GPS GARMIN 60 CSX qui a servi à la prise des coordonnées géographiques des points d'échantillonnage ;
- un sceau de 3L pour le prélèvement des eaux ;
- des flacons de 250 ml pour collecter des échantillons d'eau en vue du dosage au laboratoire des ions majeurs ;
- des flacons de 50 ml pour collecter des échantillons d'eau en vue de l'analyse des métaux lourds ;
- 50 ml d'acide nitrique pour la stabilisation des métaux lourds ;
- 2L d'eau distillée pour le rinçage des électrodes du multi-paramètre et du conductimètre ainsi que des récipients avant le remplissage ;
- 2 glacières pour la conservation des échantillons à une température de - 4° C.

Une fois collectées sur le terrain, les échantillons ont été acheminés au laboratoire pour analyse et traitement.

➤ **Matériel d'analyse et de traitement des données**

Les échantillons collectés sur le terrain ont été analysés au Centre Ivoirien Anti-pollution (CIAPOL). Les ions majeurs ont été dosés à l'aide d'un spectrophotomètre de type Hach DR6000. Les métaux ont été dosés sur un spectromètre d'absorption atomique (SAA). La limite de détection de ces appareils est de 0,001 mg.L⁻¹.

Le traitement des données a été réalisé via les logiciels :

- STATISTICA 7.1 pour le traitement statistique des variables et également pour l'Analyse en Composante Principale ;
- DIAGRAMME 6.1 pour la détermination des hydrofaciès à l'aide du diagramme de PIPER

➤ **Évaluation de l'indice de qualité des eaux (WQI) de la zone d'Afema**

Pour l'évaluation du WQI, deux références de qualités des eaux sont utilisées : la directive de l'OMS (2011) et l'Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine de la République Française (JORF, 2007).

➤ **Étude de la qualité des sols et des sédiments de la zone d'Afema**

La valeur du « background » (ou la concentration de référence) pour un métal donné, provient en général des mesures réalisées sur des échantillons prélevés sur des sites les plus semblables au site étudié et qui n'ont subi aucune influence humaine. Cependant, dans cette étude, en plus de l'activité minière qui a eu lieu dans la zone d'étude, l'activité agricole est aussi fortement pratiquée. Par conséquent, il a été impossible d'obtenir des échantillons qui n'ont pas été perturbés par l'action humaine. Ainsi, pour pallier cette difficulté, les concentrations moyennes dans la croûte continentale supérieure (*Upper Continental Crust*) obtenue par Wedepohl (1995) ont été utilisées (Tableau 2-5) pour déterminer le facteur de contamination dans la zone d'Afema. Une telle comparaison a été réalisée par Coulibaly et *al.*, (2011).

Tableau 2-5: Concentration des métaux lourds étudiés dans la croûte continentale, extrait de Wedepohl (1995)

Métaux	As	Cr	Cd	Pb
Concentration maximale dans la croûte continentale (mg.kg ⁻¹)	2	35	0,1	17

○ **Étude de la vulnérabilité des aquifères de la zone d'Afema**

Afin de connaître l'état initial et en prélude à l'exploitation minière dans la zone d'Afema, la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères a été réalisée à partir de la méthode DRASTIC (Yao et *al.*, 2016) (Annexe).

➤ **Données utilisées**

La base de données constituée pour réaliser l'étude est composée de données chimiques, cartographiques, de forages et d'images satellites.

Les données chimiques concernent essentiellement les teneurs en nitrates (NO_3^-) des eaux souterraines, obtenues lors de la campagne de terrain de février 2016 dans la zone d'Afema. Pour ce qui concerne les données de forages, elles correspondent aux données tirées des fiches techniques des forages. Il s'agit notamment de la profondeur de la nappe (niveau statique), la lithologie de la zone non saturée et de la zone saturée. Ces données ont été acquises auprès de la Direction Régionale de l'Hydraulique d'Aboisso. Quant aux données images, ce sont des images de SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission) avec une résolution de 90 m et des images satellites de Landsat 8. Les images Landsat 8 ont été obtenues sur le site américain <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Enfin, les fonds cartographiques utilisés se composent de cartes géologique, photogéologique (Delor et *al.*, 1992), topographique à l'échelle de 1/200 000 fournie par le Centre de Cartographie et de Télédétection (CCT, 2007) et de carte pédologique (Perraud et De la Souchère, 1971).

➤ **Matériel de traitement des données**

Plusieurs logiciels ont été utilisés pour le traitement des données et la réalisation des cartes thématiques. Il s'agit de :

- Mapinfo Professionnel 11.0 pour la digitalisation des cartes géologiques et topographiques ;
- Envi 5.1 pour le traitement des images satellites Landsat 8 et la cartographie de la fracturation ;
- Arcgis 10.2.2 pour l'établissement des cartes thématiques et de la carte de vulnérabilité de la zone d'étude.

➤ **Cas spécifique de DRASTIC à la mine d'Afema**

La classification et la cotation des paramètres DRASTIC tenant compte de la particularité de la zone d'Afema sont présentées dans le Tableau 2-6.

Tableau 2-6 : Classification et cotation des paramètres DRASTIC de la zone minière d’Afema

Paramètres	Classe	Cote
D : Profondeur de la nappe	0 - 1,5 m	10
	1,5 - 4,4	9
	4,4 – 8,9	7
	8,9 – 14,6	5
	14,6 – 22,8	3
	22,8 – 28,62	2
	> 28,62	1
R : Recharge	360	10
A : Lithologie de l’Aquifère	Roches métamorphiques et ignées	4
	Schistes	6
	Sable et gravier	8
S : Sol	Sols ferrallitiques sur roches basiques,	10
	Sols ferrallitiques sur granite	
	Sols ferrallitiques sur schistes	
	Sols ferrallitiques sur sables tertiaires	8
	Sols hydromorphes	4
T : Topographie	0 – 2 %	10
	2 – 6 %	9
	6 – 12 %	5
	12 – 18%	3
	>18%	1
I : Zone non saturée	Roches métamorphiques et ignées	4
	Schistes	6
	Sable et gravier	8
C : Conductivité	$< 5.10^{-5}$	1

Si les données concernant les autres paramètres ont été extraites des fiches techniques de forages, des cartes géologique et pédologique, celles caractérisant la conductivité hydraulique sont issues du traitement des images satellite de Landsat 8. La carte linéamentaire résultant des différents traitements a été ensuite validée afin d’attribuer une valeur de fracture à l’ensemble des linéaments cartographiés. Cette importante phase de validation a été effectuée à partir des travaux de Dibi (2008) dans le département d’Aboisso. En effet, les réseaux linéamentaires issus des deux travaux ont été analysés et les rosaces directionnelles correspondantes ont été comparées. Enfin, la carte de fracturation ainsi obtenue a été discrétisée en mailles carrées de $5 \times 5 \text{ km}^2$. À l’intérieur de chaque maille, la perméabilité induite par les fractures a été calculée par la méthode de Franciss (1970). Les détails de cette méthode et des techniques de traitement des images satellites sont bien connus dans la littérature ; par conséquent, elles ne seront pas présentées ici. Pour de plus amples

informations, le lecteur est renvoyé aux travaux de Biémi (1992) ; Jourda (2005) ; Youan Ta (2008).

Pour ce qui concerne la carte de vulnérabilité, plusieurs auteurs (Biémi, 1992 ; Mohamed, 2001 ; Jourda, 2005 ; Jourda et *al.*, 2005 ; Savané, 2006 ; Hamza, 2007 ; Kouamé, 2007 ; Dibi, 2008 ; Youan Ta, 2008 ; Aké, 2010) ont vérifié la validité des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la pollution en se basant sur des données chimiques des eaux souterraines. Au regard des résultats satisfaisants de ces auteurs, la carte de vulnérabilité de la zone minière d'Afema a été validée à partir des teneurs en nitrates (NO_3^-) des eaux souterraines. En effet, les nitrates constituent l'une des principales sources de pollution d'origine superficielle en raison de l'existence de nombreuses plantations de palmiers, et d'hévéa. L'utilisation des intrants agricoles peut conduire à la contamination des eaux souterraines en nitrates. Cette validation a été réalisée en établissant une comparaison entre la répartition spatiale des nitrates dans les eaux de la nappe et la distribution des classes de vulnérabilité établies.

2.3.3. Application de la méthodologie d'ACV à la mine d'Afema

Dans cette partie nous décrivons l'application de la méthodologie d'ACV réalisée sur la mine d'Afema en suivant les 4 étapes de l'ACV.

○ Définition des objectifs et du champ de l'étude

L'ACV est basée sur la quantification des impacts environnementaux potentiels à partir de l'inventaire de toutes les ressources consommées (matières et énergies) et de toutes les émissions vers le sol, l'eau et l'air tout au long du cycle de vie du système ou système de produits étudié. L'ACV permet de rapporter les impacts de chaque étape à une unité fonctionnelle. Dans le cadre de l'industrie minière, cette unité peut être une masse de métal purifié. Dans cette étude, nous nous intéressons à la mine d'or d'Afema qui va exploiter environ 10,1 million de tonnes de minerai d'or pendant une durée de 9 ans. La fonction étudiée est la production de 1 kg d'or. L'étude consiste à évaluer les impacts environnementaux liés à l'exploitation de cette mine. Elle ambitionne ainsi de déterminer d'une part les impacts générés par les activités menées sur le site d'exploitation (impacts directs) et d'autre part les impacts provoqués par les activités réalisées sur d'autres territoires mais dont les produits (matières et énergies) sont utilisés sur le site minier (impacts indirects). L'objectif final est de faire, sur la base des résultats ainsi obtenus, des préconisations pour une

meilleure prise en compte de la protection de l'environnement. Pour cela, comme l'ont montré Azapagic et al. (2007) et Loiseau (2014), il est important de distinguer le système de premier plan ou *foreground system* (qui correspond ici aux activités liées à l'exploitation minière se déroulant au sein des limites géographiques du site minier) du système d'arrière-plan ou *background system* (représentant l'ensemble des activités support aux activités d'exploitation, mais situées en dehors du site minier) (Figure 2-9).

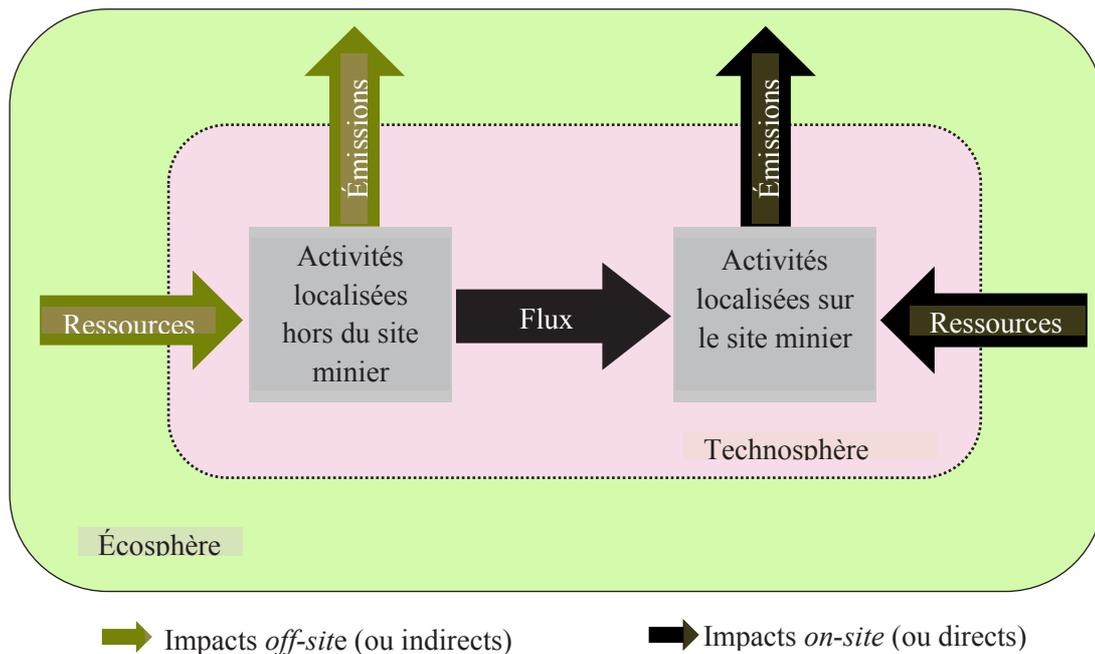


Figure 2-9 : Limites du système étudié : distinction entre impacts directs et impacts indirects (adapté de Loiseau, 2014)

De cette manière les impacts générés directement par les activités de la mine sont dits impacts directs ou *on-site* tandis que ceux résultant des activités d'arrière-plan sont qualifiés d'impacts indirects ou *off-site* car ne sont pas directement liés aux activités minières.

Le système étudié (la mine) a été divisé en 4 étapes suivant les phases de vie d'une mine à savoir l'exploration, le développement (construction), l'exploitation et la phase d'après-mine (réhabilitation). Chacune de ces phases est composée de plusieurs processus dont la production des matériaux et leur transport, l'utilisation de machines lourdes et la consommation d'énergie (électricité et diesel). Pour la phase d'exploration, seul le défrichage de la végétation pour la réalisation des tranchées exploratoires a été considéré (l'ouverture des tranchées se faisant manuellement). En effet, dans le contexte de l'exploitation minière, la phase d'exploration peut être réalisée et ce n'est que longtemps après, lorsque les conditions

économiques et le coût du métal justifient la rentabilité d'une exploitation que la mine ouvrira. Ainsi, il apparaît parfois difficile d'obtenir des données qui couvrent l'ensemble des activités de cette première phase.

La phase de développement inclut toutes les activités de préparation et de construction (bureaux, logements, usines, bassin à résidus) de la mine. Quant à la phase d'exploitation à proprement dit, elle comprend aussi les activités de préparation (défrichage), de foration et d'abattage à l'explosif, les activités d'excavation et de transport du minerai ainsi que le traitement et la gestion des déchets. Enfin, la phase de réhabilitation regroupe l'ensemble des activités visant à remettre le site dans un état le plus proche possible de l'état initial (Figure 2-10).

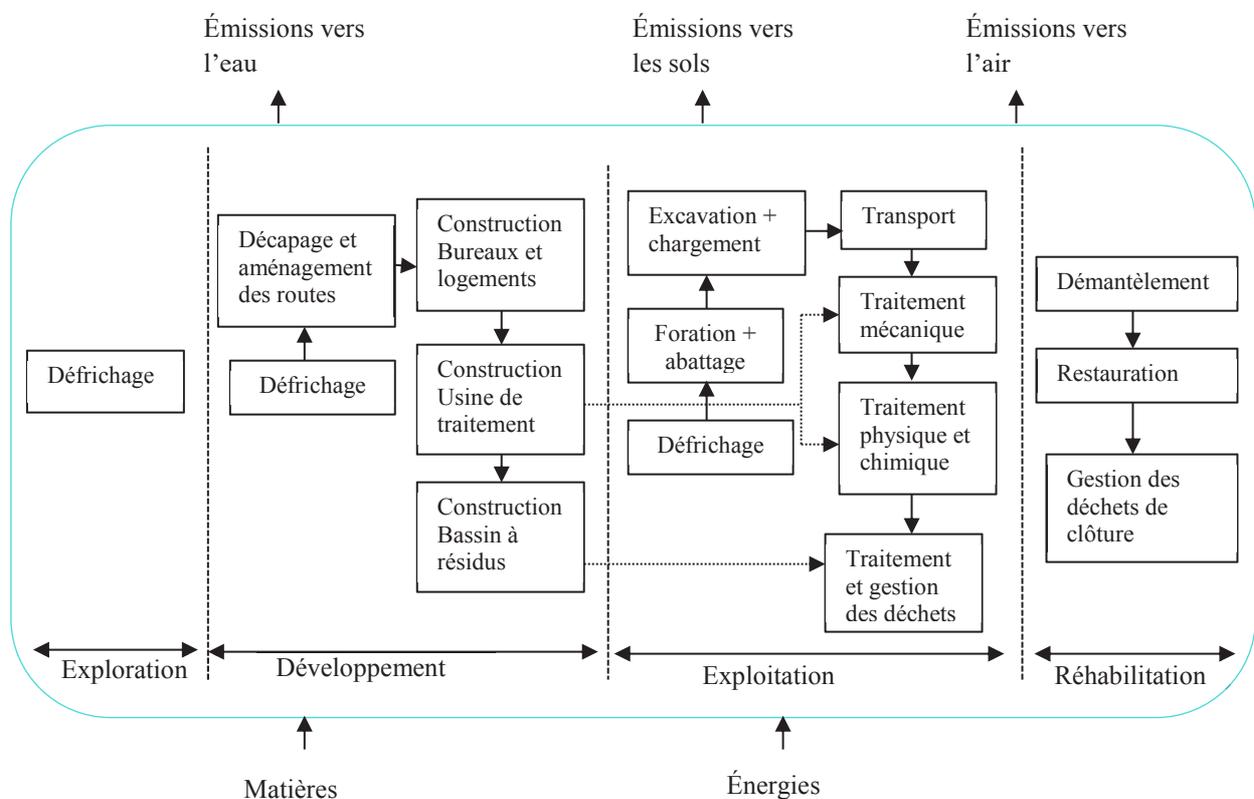


Figure 2-10 : Décomposition du système étudié

○ Inventaire de cycle de vie

Les données nécessaires à la modélisation du cycle de vie sont issues de diverses sources. Elles sont constituées de données primaires et de données secondaires. Les données primaires correspondent aux données particulières issues de l'EIE, et aux données obtenues lors de la visite de terrain ainsi que celles issues du traitement des images satellites. Les données fournies par le rapport d'EIE comprennent le plan de la mine, la géologie du site, la teneur du

minéral, la durée moyenne d'exploitation (9 ans), les équipements et la machinerie lourde nécessaires etc. Pour les images satellite, il s'agit des images Landsat 8 (OLI/TIRS). Le traitement de ces images à l'aide du logiciel ENVI 5.1, couplé aux informations fournies par le rapport d'EIE sur le plan de la mine, ont permis de déterminer le type de couvert végétal (forêt naturelle, cultures, terre nue, etc.) et la superficie à défricher pour les besoins de la mine. Les données secondaires correspondent aux données extrapolées à partir de données de la littérature sur l'exploitation minières (Reid et *al.*, 2009). En effet, dans les cas où les informations disponibles sont incomplètes (consommation d'énergie et d'explosifs par exemple) nous avons fait des estimations sur la base des quantités utilisées dans des mines types (Tanzanie et Papouasie Nouvelle Guinée) de la base de données Ecoinvent (Ecoinvent V3.3). Les données d'inventaire concernant les machines utilisées (excavatrices, tombereaux, foreuses) proviennent des données du constructeur, d'après les informations présentes dans l'EIE. C'est à partir de ces données du constructeur que la productivité des engins a été estimée.

Les données d'inventaire concernant les bâtiments ont été compilées à partir des informations contenues dans l'EIE, et à partir des observations faites lors des visites des exploitations proches. Pour les informations manquantes (matériaux de traitement ainsi que les données de transport), des procédés similaires ont été sélectionnés de la base de données Ecoinvent. Notons que pour les logements et bureaux, les bâtiments sont de type kwikspace ou containers maritimes reconvertis. Les quantités de matériaux entrant dans la fabrication de ces bâtiments ont été calculées à partir de diverses sources de données (<http://www.kwikspace.co.za>; <http://www.algeco.fr>). Cependant, les données sur la consommation d'énergie pour le montage des équipements n'ont pu être obtenues. Nous n'avons considéré que les travaux de génie civil (fondation) pour supporter ces installations et la superficie qu'elles occupent. Les principales données d'inventaire avec les sources correspondantes sont indiquées en dans Annexe les Tableaux A1, A2, A3 et A4.

○ **Évaluation des impacts**

Comme évoqué dans le chapitre état de l'art de l'ACV dans les mines, seules deux études (Durucan et *al.*, 2006 et Reid et *al.*, 2008) ont précisé la méthode utilisée pour l'évaluation des impacts. Durucan et *al.* (2006) ont développé une nouvelle méthode LYCIMIN qui n'est pas intégrée dans les logiciels classiques d'ACV (SIMAPRO, GaBi, Open LCA, etc.). Alors que Reid et *al.* (2008) ont appliqué la méthode Impact 2002+ (Jolliet et *al.*, 2003) pour la

quantification des impacts. Pour la présente étude, la méthode ReCiPe (version 1.13, 2016) a été utilisée car tout comme Impact 2002+, elle permet d'évaluer les impacts à la fois au niveau midpoint et au niveau endpoint. De plus, ReCiPe dispose d'un grand nombre d'indicateurs et de deux niveaux de normalisation (niveau européen et niveau mondial) (ILCD, 2010). Au niveau midpoint, 18 catégories d'impacts sont disponibles (contre 14 pour Impact 2002+). Il s'agit du changement climatique-santé humaine, de la destruction de la couche d'ozone, de la toxicité humaine, de la formation d'agents photo-oxydants, de la formation de particules fines, des radiations ionisantes, du changement climatique-écotoxicité, de l'acidification des sols, de l'eutrophisation des eaux, de l'écotoxicité terrestre, de l'écotoxicité des eaux douces, de l'écotoxicité marine, de l'occupation des terres agricoles, de l'occupation des terres urbaines, de l'affectation (transformation) des sols, de la consommation d'eau, de l'épuisement des ressources métalliques et de l'épuisement des ressources fossiles. Ces catégories d'impacts midpoint sont ensuite regroupées en trois classes dites aires de protection : santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources (Tableau 2-7). Par ailleurs, dans une étude réalisée par ILCD (2011) sur la comparaison des méthodes d'évaluation des impacts en ACV, la méthode ReCiPe satisfait mieux dans une certaine mesure aux critères de classification que la méthode Impact 2002+ (Annexe A, Tableau A5).

Étant donné que la mine est située en Afrique (Côte d'Ivoire), nous avons utilisé ReCiPe avec une normalisation au niveau mondial à partir du logiciel SIMAPRO 8.3.0.0. Ainsi, dans un premier temps nous avons travaillé au niveau endpoint afin d'identifier les catégories d'impacts (midpoint) qui contribuent le plus aux dommages sur les aires de protection (santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources). Cela a pour but d'aider à identifier et sélectionner les principales catégories contributrices afin d'y faire un focus au niveau midpoint et déterminer les activités qui seraient à l'origine de ces impacts.

Tableau 2-7 : Aires de protection et catégories d'impacts midpoint correspondantes

Catégories d'impacts midpoint	Unités	Aires de protection	Unités
Changement climatique – Santé humaine	kg CO ₂ -éq.		DALY ^a
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC11-éq.		DALY
Toxicité humaine	kg 1,4-DCB-éq.	Santé humaine	DALY
Formation d'agents photo-oxydants	kg NMVOC -éq.		DALY
Formation de particules fines	kg PM ₁₀ -éq.		DALY
Radiations ionisantes	kBq U ₂₃₅ -éq.		DALY
Changement climatique – Écotoxicité	kg CO ₂ -éq.kg ⁻¹		species.yr ^b
Acidification des sols	kg SO ₂ -éq.		species.yr
Eutrophisation des eaux	kg P -éq.	Qualité des écosystèmes	species.yr
Écotoxicité terrestre	kg 1,4-DB -éq.		species.yr
Écotoxicité – eaux douces	kg 1,4-DB -éq.		species.yr
Écotoxicité marine	kg 1,4-DB -éq.		species.yr
Occupation des terres agricoles	m ² a		species.yr
Occupation des terrains urbains	m ² a		species.yr
Transformation (affectation) des terres	m ²		species.yr
Épuisement des ressources métalliques	kg Fe éq	Épuisement des ressources	\$
Épuisement des ressources fossiles	kg oil éq		\$

a : Disability Adjusted Life Years (DALY): Années de vie ajustées sur le handicap (Nombre d'années de vie perdue du fait du préjudice/handicap subi)

b : Species.yr : Nombre d'espèces perdues par an

Conclusion partielle

Dans ce chapitre nous avons présenté l'ensemble des données utilisées pour cette étude ainsi que le matériel de collecte et/ou de traitement de ces données. Les méthodes d'études ont été aussi présentées. Ainsi pour l'étude de l'état initial avant la mise en activité de la mine d'Afema, les techniques d'analyse statistique comme l'ACP, la CAH ont été réalisées sur les résultats d'analyse des eaux. La qualité de ces eaux a été estimée à partir du calcul de l'indice de qualité des eaux (WQI pour *Water Quality Index*). En ce qui concerne les sols et les sédiments deux approches complémentaires ont permis d'évaluer leur qualité. Il s'agit du calcul du facteur de contamination (FCont) et de l'évaluation de l'indice de charge de pollution (PLI pour *Pollution Load Index* en anglais). Une étude de la vulnérabilité des aquifères de la zone d'étude a été aussi réalisée à partir de la méthode DRASTIC.

Par ailleurs, afin d'évaluer l'impact potentiel sur l'environnement de la future mine d'Afema, la méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie a été appliquée en considérant l'ensemble des phases de vie de la mine. La production de 1 kg d'or a été retenue comme l'unité fonctionnelle.

Le chapitre 3 qui suit permettra de présenter la méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts environnementaux Miniers (MAEIMIN) développée au cours de cette thèse et l'étude de cas qui a été réalisée sur la mine d'or d'Afema

Chapitre 3: Résultat du développement méthodologique : Méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts Environnementaux Miniers (MAEIMIN)

Le risque de pollution des eaux dépend, outre la vulnérabilité, de la présence sur le site d'une source de pollution et surtout de la probabilité (ou la chance) que le « danger » qu'elle comporte se transforme en un phénomène redouté. Ainsi, pour parvenir à une méthode qui tienne compte de ces aspects et en même temps proposer une méthode d'évaluation des impacts de l'industrie minière, la Méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts environnementaux Miniers (MAEIMIN) a été développée dans cette thèse. Elle prend appui sur la démarche d'analyse de risques et intègre à la fois les événements chroniques et accidentels. Bien que la méthode soit conçue pour évaluer l'ensemble des impacts potentiels de l'industrie extractive, l'accent a été dans un premier temps mis sur la pollution des eaux. Cette méthode a fait l'objet d'une publication scientifique dont le résumé est annexé à ce manuscrit (Annexe D3).

3.1. Contexte et objectif de MAEIMIN

Malgré le cadre réglementaire de l'EIE, le financeur du projet est en général aussi le maître d'ouvrage et le financeur de l'étude ; cette situation peut créer un manque de fiabilité dans les résultats et les conclusions de l'étude. MAEIMIN se veut une méthode d'évaluation utilisant des paramètres spécifiques de la zone d'étude facilement accessibles et exploitables au travers de techniques relativement simples comme l'analyse multicritère, afin d'effectuer une étude comparative pouvant permettre aux autorités, associations de protection de l'environnement ou universitaires d'avoir un outil « low-cost » de vérification d'une EIE classique. De plus, grâce à cette méthode les entreprises minières pourront se conformer à la réglementation à travers l'évaluation des impacts générés par leurs activités. Pour cela, en s'inspirant de la démarche d'analyse de risque nous avons élaboré une méthode intégrant l'évaluation des impacts générés par des événements chroniques et des événements accidentels. À l'heure actuelle ces deux types d'événements sont évalués avec des outils différents. Les événements accidentels sont évalués avec des méthodes classiques d'analyse de risques (Zelenakova et Zvijakova, 2017) et les événements chroniques (impacts) sont évalués avec d'autres techniques (Kuma et *al.*, 2002, Ghose, 2007). Nous explorons à travers cette étude la possibilité d'une évaluation des impacts environnementaux à l'aide d'une même méthode : la Méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts Environnementaux Miniers (MAEIMIN) et ce dans le cadre d'une étude d'impact environnemental. La présente méthode ambitionne à terme de pouvoir évaluer l'ensemble des impacts environnementaux des événements chroniques et accidentels. Cette méthode se basant sur la démarche d'analyse de risque, il apparaît nécessaire d'apporter des précisions sur les termes de l'analyse de risques utilisés (par abus de langage) et le sens qui leur est accordé dans cette nouvelle approche (Tableau 3-1). La méthode proposée peut intervenir aux étapes de *scoping*, *impact prediction*, *impact evaluation* et *mitigation measures* de la procédure d'EIE (Figure 3-1).

Tableau 3-1 : Définition des termes empruntés de l'analyse de risque

Termes	Définition classique	Références	Sens dans notre approche
Source de danger	Éléments susceptible d'engendrer des dommages significatifs dans leur environnement. Tout équipement qui, par les produits qu'il contient ou par la réaction ou les conditions particulières mises en jeu, est susceptible d'occasionner des dommages majeurs sur les enjeux (cibles) à la suite d'une défaillance	(INERIS, 2015)	La source de danger correspond aux activités, et installations/ouvrages miniers présentant des potentiels de nuisance et ou de dégradation de la qualité de l'environnement
Évènement accidentel Ou accident	Évènement non désiré qui entraîne des dommages vis à vis des personnes, des biens ou de l'environnement et de l'entreprise en général	INERIS, 2004	Par évènement accidentel nous entendons tout évènement se produisant suite à un dysfonctionnement du système (installation). Cet évènement présente une probabilité relativement faible et des conséquences immédiates et qui peuvent être considérables (risques majeurs). Cependant dans cette étude nous nous concentrons sur les impacts environnementaux différés résultant d'un tel accident
Danger ou hazard (anglais)	Propriété intrinsèque d'une substance dangereuse ou d'une situation physique de pouvoir provoquer des dommages pour la santé humaine et/ou l'environnement A physical situation with a potential for human injury, damage to property, damage to the environment or some combination of these	(Directive 2012/18/EU, 2012) Jones (1992)	À partir de ces définitions, il est clair que le danger est défini par rapport à l'enjeu ou la cible impacté(e) qui peut être aussi bien l'être humain que les composantes de l'environnement. Dans notre étude, l'être humain n'est pas directement ciblé et nous traitons comme cible les composantes de l'environnement (l'eau, les sols, la faune et la flore)
Situation dangereuse	Situation dans laquelle des personnes, des biens ou l'environnement sont exposés à un ou plusieurs dangers	ISO/CEI 51 (2014)	Cette définition est adoptée dans cette étude dans le sens où les composantes environnementales peuvent être exposées à des situations susceptibles d'altérer leur qualité. La particularité ici c'est que la situation dangereuse peut faire référence à des évènements accidentel ou chronique
Évènement redouté	Un évènement redouté peut être l'apparition d'une source d'inflammation, la création d'une atmosphère explosive, etc.	Fages (2014)	Dans notre cas l'évènement redouté correspond à l'évènement immédiat qui provoque la dégradation ou la modification de la qualité d'une composante environnementale (par exemple le contact des eaux minières chargées en métaux avec une nappe d'eau souterraine)
Risque	The risk of an event is the likelihood of a specified undesired event occurring within a given period or in particular circumstances, The risk is usually considered to be a function of the frequency or probability of an event occurring and the consequences of its occurrence, particularly with respect to causing damage and injury (Wells, 1996). The likelihood of a specified undesired event occurring within a specified period or specified circumstances. It may be either a frequency (the number of specified events occurring in unit time) or a probability (the probability of a specified event following a prior event), depending on the circumstances Combinaison de la probabilité d'un évènement et de ses conséquences	Wells (1996) Jones (1992) ISO/CEI 73 (2002)	Nous adoptons la définition du risque proposé par ISO/CEI 73 (2002)
Dommage/impact	Le dommage correspond à une blessure physique ou atteinte à la santé des personnes,	ISO/CEI 51 (2014)	La définition du dommage de ISO/CEI 51 (2014) a été conservée. Cependant, elle est comprise comme une atteinte à la qualité de

	ou atteinte aux biens ou à l'environnement		l'environnement ou sa dégradation
Enjeu/ Cible			Les enjeux représentent la nature et l'importance des éléments exposés au danger, en l'occurrence ici, les composantes de l'environnement y compris l'homme.
			<p>La cible et l'enjeu ont la même définition. Cependant, selon le contexte et le domaine d'étude analyse de risque et étude d'impact environnemental, un privilège semble être accordé à l'un ou à l'autre. Ainsi, en EIE, la notion de cible semble admise alors que dans le domaine de l'analyse de risque le terme enjeu semble le mieux approprié car l'intérêt est plutôt porté sur l'Homme.</p> <p>Dans cette étude, nous avons fait le choix de la notion de cible qui renvoie à l'élément ou la composante environnementale impactée par une activité.</p>

Cette méthode consiste tout d'abord à analyser le système étudié (l'exploitation minière) pour en identifier les activités sources potentielles d'impacts et/ou sources potentielles de dangers (danger au sens de cette étude) auxquels est exposé l'environnement dans sa globalité et l'impact potentiel qui peut en résulter puis à en estimer le niveau ou l'importance suivant la composante impactée (Figure 3-1). L'analyse tient compte de toutes les phases de vie d'une mine en incluant le devenir à long terme du site minier. En effet, l'exploitation minière s'accompagne de la construction d'infrastructures de traitement du minerai et d'ouvrages de dépôt de stériles et de résidus de traitement susceptibles d'engendrer des pollutions selon leur évolution dans le temps et en fonction de nombreux paramètres internes et externes. MAEIMIN suit les 4 étapes clés de la procédure d'EIE (Figure 3-1) : *Scoping, impact prediction, impact evaluation* et *mitigation measure*.

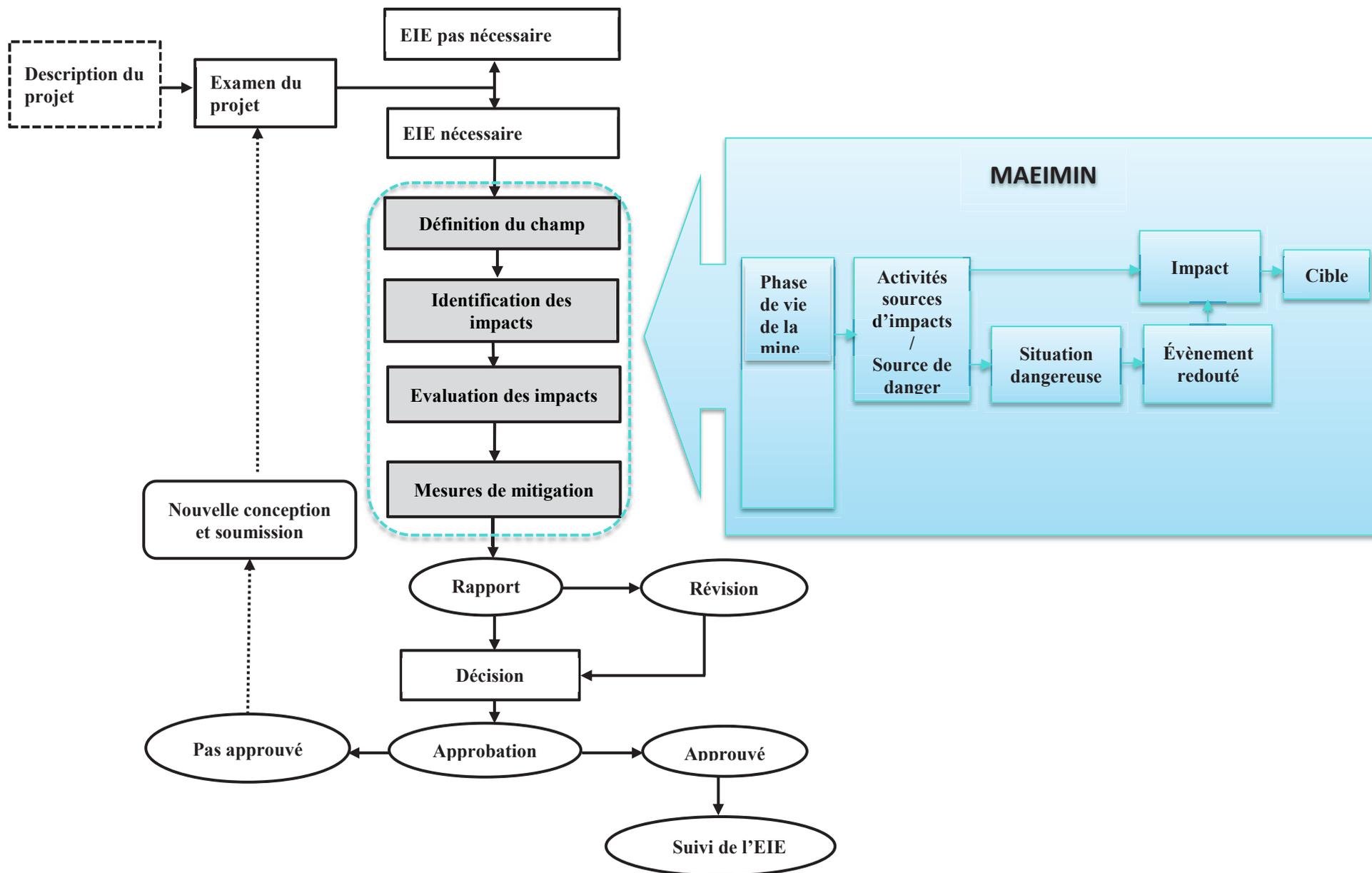


Figure 3-1 : Contributions potentielles de MAEIMIN à la procédure d'EIE

3.2. Étapes de la méthode

○ Définition du système (scoping)

Conformément à la démarche d'analyse de risque la définition du système se fait par une approche systémique. On considère alors le système étudié, son environnement extérieur et ses interactions avec les autres systèmes. La décomposition est faite en tenant compte des phases de vie de la mine. Par conséquent, chaque phase de la mine constitue un sous-système. Ces sous-systèmes sont donc l'exploration, l'aménagement et la construction ou développement, l'exploitation à proprement parler et la phase d'abandon et d'après-mine.

○ Identification des sources d'impacts/de danger et des cibles (identification des impacts)

L'estimation de l'impact passe par l'identification des sources de danger ou sources d'impacts et des différents mécanismes qui gouvernent la survenue des impacts. Cette étape consiste à faire un examen minutieux de chaque phase de la mine afin de déterminer les activités sources potentielles d'impacts et/ou les sources de dangers, les situations dangereuses et la nature de l'impact qui peut en découler. Cette phase d'identification nécessite donc la connaissance précise du site minier, des méthodes d'exploitation et des produits utilisés. Elle implique également la connaissance du milieu naturel. Par conséquent, dans une perspective d'évaluation des impacts environnementaux, les eaux souterraines et de surface, les sols, la biodiversité, l'air et l'homme sont les cibles à considérer.

En l'état actuel du développement de la méthode, nous nous sommes concentrés sur les ressources en eaux (souterraines et de surface) pour l'étude de cas. Ainsi, l'étude ne traite que du phénomène « pollution des eaux ». La méthode sera étendue dans les prochains travaux aux autres compartiments de l'environnement.

La pollution des eaux d'origine minière résulte de l'ensemble des activités qui contribuent à l'extraction des substances utiles. Ces activités couvrent les opérations de défrichage et de découverte des zones minéralisées ainsi que l'utilisation de produits chimiques pour la concentration du minerai. Cependant, d'après le retour d'expérience (Artignan et *al.*, 2008) les impacts environnementaux, en l'occurrence la pollution des eaux, sont généralement liés à la présence sur un site minier d'un certain nombre d'ouvrages tels que les bassins à résidus et les dépôts de stériles. Aussi, les impacts peuvent provenir des techniques et méthodes d'exploitation. D'une manière générale, on peut distinguer plusieurs sources potentielles :

- les travaux et ouvrages d'exploitation, de reconnaissance, d'accès au gisement à partir de la surface et en souterrain ;
- les installations de traitement et de purification du minerai et les activités de leur construction;
- les dépôts de résidus miniers résultant de la recherche et de l'exploitation minière ou du traitement du minerai ;
- les stockages d'hydrocarbures (carburants, lubrifiants, et autres produits de maintenance) et les activités de maintenance;

Les situations dangereuses pour la pollution des eaux souterraines correspondent au lessivage des déchets miniers stockés en surface, au lessivage de terrains contaminés par les retombées atmosphériques, aux fuites et/ou ruptures des bassins à résidus, au lessivage des travaux miniers et au déversement accidentel de produits polluants (hydrocarbures, lubrifiants, etc.).

○ **Estimation et évaluation des impacts**

Une fois les sources d'impacts et les situations pouvant conduire à l'impact identifiées, il convient d'estimer le niveau (l'importance) de l'impact potentiel. Il s'agit dans un premier temps, de faire correspondre à chaque source, la nature de l'impact généré, pour chaque phase de la mine et ensuite d'estimer l'importance de l'impact. L'estimation d'un impact donné repose sur la connaissance de sa probabilité d'occurrence et de la gravité de ses conséquences, par analogie à l'estimation du risque. L'estimation du niveau de risque repose classiquement sur le croisement de la gravité prévisible du phénomène avec sa probabilité d'occurrence (Favaro et Monteau, 1990). De ce fait, cette évaluation requiert des connaissances fines du milieu et de ses caractéristiques afin de mieux caractériser la probabilité d'occurrence et la gravité d'un évènement redouté (dans le sens indiqué précédemment). En pratique, l'estimation du risque peut se faire de plusieurs manières selon la nature du phénomène analysé, les connaissances ou la disponibilité de données (Fairman et *al.*, 1998 ; Aissani, 2008). On distingue l'estimation quantitative et l'estimation qualitative des risques.

- *Estimation quantitative* : l'estimation quantitative du risque repose sur l'identification des probabilités des phénomènes redoutés à partir d'études statistiques. Ces études sont basées sur de longues séries de données réelles ou obtenues expérimentalement au laboratoire. L'estimation quantitative consiste donc en un calcul des probabilités d'occurrence (au sens mathématique) pour chaque phénomène redouté.

- *Estimation qualitative* : l'approche probabiliste trouve ses limites dès lors que les données sont en quantités insuffisantes (mesures expérimentales difficiles, données statistiques peu nombreuses, etc.). Le calcul des probabilités est alors basé sur des hypothèses qui peuvent être trop simplistes, et donc, aboutissant à des résultats critiquables ou inexploitable (Favaro et Monteau, 1990). L'estimation qualitative des risques est dans ces conditions privilégiée. Elle repose à la fois sur des avis d'experts et sur le peu d'informations disponibles (Artignan et *al.*, 2008).

Dans cette étude nous adoptons la même démarche pour évaluer l'impact ; c'est-à-dire l'évaluation de la probabilité d'occurrence et de la gravité des conséquences. Cependant, vu le caractère très partiel des informations disponibles, la complexité des mécanismes et la nature hétérogène du milieu naturel, dans cette étude, l'évaluation qualitative a été privilégiée. Pour cela, dans la suite du travail la « prédisposition » sera utilisée à la place de la probabilité d'occurrence.

La ***prédisposition***, traduit la probabilité pour que l'évènement redouté devienne une réalité. Elle dépend de plusieurs facteurs favorables ou défavorables. Ces facteurs peuvent être d'ordre climatique, géomorphologique, géologique, géotechnique, ou hydrogéologique. Par exemple la survenue d'un drainage minier acide (DMA) et donc d'une pollution des eaux est faible dans les régions où le climat est tel qu'il ne pleut presque jamais.

La ***gravité du phénomène*** correspond à l'ampleur des conséquences, séquelles ou nuisances susceptibles de résulter de l'évènement redouté. La gravité est estimée à partir des grandeurs caractérisant les conséquences du phénomène redouté. Par conséquent, la détermination du niveau d'impact résulte du croisement des facteurs exprimant la gravité d'un phénomène redouté donné avec ceux caractérisant la prédisposition. Pour ce faire des classes de gravité et de prédisposition doivent être définies pour chaque évènement redouté.

À partir des sources identifiées (page 79), plusieurs scénarios de pollution peuvent se présenter. Pour cette phase nous nous sommes inspirés de nombreux travaux bibliographiques dont Artignan et *al.* (2008) ; MINEO (2008) ; Chaire éco-conseil (2012).

➤ **Scénarios de pollution des eaux souterraines**

Il existe plusieurs scénarios qui peuvent conduire à la pollution des eaux souterraines :

- **Pollution par lessivage de résidus miniers stockés en surface**

La pollution des eaux souterraines peut résulter d'un lessivage des résidus miniers en particulier les résidus de traitement. En effet, il est fréquent dans l'exploitation minière

d'observer de grandes quantités de résidus de traitement stockés en surface. Or, du fait des précipitations, une retenue d'eau peut s'y développer. Il s'ensuit que le dépôt se comporte comme un aquifère poreux perméable pouvant donner lieu à un DMA, si le minerai contient des propriétés acides. Par conséquent, les eaux d'infiltration devenues très acides à l'issue de ce phénomène se chargent en éléments métalliques dissous, ainsi qu'en matière en suspension (MES) et atteignent les eaux souterraines.

- **Pollution accidentelle**

La modification des caractéristiques chimiques des eaux souterraines en zone minière peut aussi être liée à des événements non prévisibles tels que les déversements accidentels de produits chimiques (hydrocarbures, produits de traitement du minerai) et les ruptures d'ouvrages de rétention. Ces situations, lorsqu'elles surviennent peuvent libérer selon les cas d'importantes quantités d'éléments polluants qui atteignent les eaux souterraines par le mécanisme d'infiltration.

- **Pollution par lessivage des travaux miniers**

Les travaux miniers, mine à ciel ouvert ou en souterrain, conduisent à l'ouverture des formations géologiques en place. Ainsi, ces formations minéralisées peuvent subir un lessivage par les eaux d'infiltration qui se chargent en éléments devenus solubles en présence d'oxygène. Ce processus aboutit à une augmentation des concentrations en éléments indésirables venant modifier la qualité de la ressource en eau.

- **Pollution par lessivage des sols contaminés par les retombées de poussières**

Au cours des opérations minières, les envols et dépôts de poussières contaminent les sols environnants surtout en éléments métalliques. Comme en cas de déversement accidentel de produits polluants, le lessivage de ces sols par le mécanisme d'infiltration peut conduire à la pollution des eaux souterraines.

➤ **Scénarios de pollution des eaux de surface**

Comme pour les eaux souterraines plusieurs scénarios peuvent conduire à la pollution des eaux de surface. Ainsi les cas pouvant se présenter sont :

- **Pollution par les émergences d'eaux minières**

L'existence d'émergences minières peut être source de contamination des eaux de surface. (Figure 3-2). En effet, les eaux souterraines ayant circulé dans les réseaux miniers peuvent

être très chargées en éléments indésirables, métaux, sulfates ou acides. Ces eaux peuvent ainsi polluer les eaux de surface.

- **Pollution par déversement direct d'hydrocarbure ou de produits chimique dans un cours d'eau**

Le déversement de façon directe constitue un scénario de pollution des eaux de surface. Ce scénario apparait le plus souvent de façon accidentelle.

- **Pollution par ruissellement sur des terrains contenant des polluants**

Lorsque les eaux de surface ruissellent sur des sols contaminés, cela peut provoquer leur enrichissement en éléments indésirables ou toxiques. Ce type de terrains regroupe les sols riches en déchets miniers, en produits chimiques, en poussières et en minerai mis à nu.

- **Pollution par débordement des bassins de décantation ou de digues à stériles**

Lorsque les eaux de ces ouvrages rejoignent les points d'eaux naturels ou artificiel, elles peuvent provoquer leur contamination.



Figure 3-2 : Émergence d'eaux minières à la sortie d'une ancienne galerie (Artignan, 2008)

- **Évaluation de la prédisposition**

Elle résulte de la combinaison de la prédisposition naturelle du milieu (la vulnérabilité intrinsèque) et de la probabilité d'occurrence des situations dangereuses.

L'évaluation de la prédisposition naturelle peut impliquer plusieurs facteurs favorables ou défavorables. Dès lors, il apparaît nécessaire de procéder à une pondération de ces facteurs. Celle-ci est faite à partir de la technique d'analyse multicritère selon la méthode de

comparaison par paire (Analytical Hierarchy Process, AHP) développée par Saaty (2000). En effet, selon Youan Ta et *al.* (2011 ; 2015), contrairement à la technique de pondération basée sur le choix arbitraire des poids, celle proposée par Saaty (2000) est une méthode simple dont l'ossature est consolidée par des calculs mathématiques qui génèrent des coefficients de pondération (poids) standardisés dont la somme est égale à 1. Tout d'abord les facteurs permettant d'évaluer la prédisposition d'un phénomène donné sont comparés deux à deux suivant le Tableau 3-2. Lorsque deux facteurs présentent la même importance dans la manifestation d'un phénomène donné, le score 1 est affecté. En outre, pour les facteurs jugés moins importants que d'autres, les inverses des scores accordés aux facteurs importants leurs sont affectés. Ainsi, on aboutit à une matrice dite matrice de comparaison ou matrice de jugement (Tableau 3-3). Il s'agit de la matrice de comparaison des critères retenus pour la pollution des eaux souterraines. Le cas des eaux de surface est présenté en annexe (Annexe B). Notons que ces matrices de comparaison résultent du traitement des données de plusieurs avis d'experts sur la comparaison par paire des critères.

Dans le cas de la pollution des eaux souterraines par exemple, les facteurs ou critères considérés pour évaluer la vulnérabilité (prédisposition naturelle) d'une zone à la pollution sont :

- la perméabilité des formations géologiques ;
- la qualité physico-chimique des eaux ;
- la recharge des nappes ;
- le type de sol;
- la mobilité intrinsèque des polluants.

Tableau 3-2 : Comparaison de l'importance relative d'une paire de critères (adapté d'El Morjani, 2002)

Expression d'un critère par rapport à un autre	Score
Même importance	1
Modérément important	3
Important	5
Fortement important	7
Modérément moins important	1/3
Moins important	1/5
Fortement moins important	1/7

Dans l'exemple du Tableau 3-3, on estime que pour évaluer la prédisposition à une pollution des eaux souterraines d'une zone, la perméabilité des formation géologiques est 5 fois plus

importante que la qualité physico-chimique actuelle de ces eaux. Ainsi on a : perméabilité vs qualité des eaux = 5 et qualité des eaux vs perméabilité = 1/5.

Tableau 3-3 : Matrice de comparaison (cas des eaux souterraines)

	Perméabilité	Qualité physico-chimique	Type de sol	Recharge des nappes	Mobilité des polluants
Perméabilité	1	5	1/3	3	1/3
Qualité physico-chimique	1/5	1	1/7	1/3	1/5
Type de sol	3	7	1	3	3
Recharge des nappes	1/3	3	1/3	1	1/3
Mobilité des polluants	3	5	1/3	3	1

De cette façon, les calculs des vecteurs propres (Vp) et des coefficients de pondération (Cp) deviennent aisés. Ils sont réalisés à partir de la matrice générée par la comparaison par paire des facteurs. Les valeurs des vecteurs propres sont obtenues en calculant leur moyenne géométrique par ligne selon l'équation [9].

$$Vp = \sqrt[n]{\prod_i^n gi} \quad [9]$$

où

- Vp : vecteur propre ;
- gi : score du facteur ;
- n : nombre de facteur.

Quant au coefficient de pondération (Cp), pour chaque critère, il s'obtient à partir de l'équation [10] :

$$Cp_i = Vp_i / \sum_n^i Vp_i \quad [10]$$

Une fois les coefficients de pondération obtenus, l'étape qui suit consiste à vérifier la cohérence du jugement porté sur les facteurs à travers le calcul de l'indice de cohérence (IC).

Le jugement est dit cohérent si l'indice de cohérence est inférieur à 10% (Saaty, 2000) .
L'indice de cohérence est obtenu selon la démarche suivante :

- Multiplier chaque colonne de la matrice de comparaison par le Cp lui correspondant. Cela permet d'obtenir une nouvelle matrice ;

$$[M] = Sn.Cp \quad [11]$$

Sn : les scores de colonne considérée;

Cp : coefficient de pondération du facteur correspondant à la colonne ;

- Sommer les éléments de chaque ligne de cette matrice :

$$[S] = \sum \text{ligne} \quad [12]$$

- Diviser chaque total de ligne par le Cp du facteur correspondant à cette ligne :

$$[D] = \sum \text{ligne}/Cp \quad [13]$$

- Déterminer la moyenne ($\lambda \max$) des résultats obtenus à l'étape précédente :

$$\lambda \max = [D]/n \quad [14]$$

- Déterminer l'indice de cohérence IC :

$$IC = (\lambda \max - n)/(n - 1) \quad [15]$$

Enfin, les facteurs de vulnérabilité sont évalués sur une échelle de 1 à 4. Pour chaque facteur, lorsque les conditions du terrain se prêtent bien à la survenue de l'évènement redouté donc la pollution, le score 4 est accordé. Dans le cas contraire, c'est le score 1 qui est affecté. Les scores intermédiaires de 2 et 3 sont affectés selon les appréciations de l'expert sur la base des conditions du terrain. En effet, les données collectées lors de l'étude de terrain et/ou bibliographiques sont regroupées par classes. Puis l'on procède à l'affectation des scores selon que la classe soit favorable ou non au phénomène (Tableau 3-4).

Tableau 3-4: Classification des facteurs de prédisposition à la pollution des eaux souterraines¹

Phénomènes redoutés	Facteurs	Classes	Score
Pollution des eaux souterraines	Recharge des nappes (mm)	0 - 50	1
		50 - 100	2
		100 - 250	3
		> 250	4
	Perméabilités des formations géologiques (m.s ⁻¹)	1,5 10 ⁻⁸ – 5,10 ⁻⁶	1
		5,10 ⁻⁶ – 30,10 ⁻⁵	2
		30,10 ⁻⁵ – 5,10 ⁻⁴	3
		> 5,10 ⁻⁴	4
	Type de sol	Argiles	1
		Limons	2
		Sables	3
		Graviers	4
	Qualité physico-chimiques	WQI ² < 50	1
		50 < WQI < 100	2
		100 < WQI < 200	3
		> 200	4
	Mobilité du polluant	Pas ou peu mobile	2
		Moyennement mobile	3
		Très mobile	4

1 : la classification des facteurs correspondant aux eaux de surface est présentée en Annexe B (Tableau B2)

2 : Water Quality Index (Indice de qualité de l'eau)

Par ailleurs, puisque la pollution est initiée par une situation que l'on qualifie ici de situation dangereuse (Tableau 3-5), celle-ci est également évaluée sur une autre échelle de 1 à 4. Cette évaluation est faite qualitativement en tenant compte de l'état du terrain, des méthodes d'exploitation et du retour d'expérience. Par exemple lorsque des résidus miniers sont exposés à la surface sans couverture végétale ou autre protection et dans une zone de forte pluviométrie, il y a de fortes chances que ces déchets subissent un lessivage.

Finalement, la prédisposition à la pollution est obtenue par la combinaison des scores des facteurs de vulnérabilité intrinsèque et les scores des situations dangereuses comme le montre l'équation [16].

$$P = \left(\sum_{i=1}^n C_p \cdot s \right) \cdot S \quad [16]$$

avec

P : Prédisposition à la pollution ;

Cp : coefficient de pondération ou poids de chaque facteur obtenu par analyse multicritère ;

s : score correspondant à chaque facteur ;

S : score correspondant à la situation dangereuse.

Ainsi, les scores définitifs de prédisposition vont de 1 (moins probable) à 16 (très probable). Lorsque le score de la situation dangereuse est 1 (c'est-à-dire il y a aucune chance que cela se produise), alors que tous les facteurs sont favorables (score 4 pour chacun d'eux), la valeur finale de la prédisposition est 4 (soit 1×4). Par conséquent, en reclassant les valeurs de prédisposition en quatre classes, on estime que 4 est la valeur minimale de prédisposition et 16 la valeur maximale. Le Tableau 3-6 illustre les quatre classes de prédisposition à la pollution.

Tableau 3-5: Sources de pollution et situations dangereuses associées

Phase de vie de la mine	Source de pollution	Situation dangereuse
Exploration	Stockage d'hydrocarbures	Fuite/déversement
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents ¹)	Fuite/rupture de digue
	Stockage de résidus de traitement (terrils ²)	Lessivage des terrils
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés
	Travaux miniers Purge des équipements	Lessivage des travaux miniers Fuite/déversement
Développement	Stockage d'hydrocarbure	Fuite/déversement
	Stockage de résidus de traitement	Fuite/rupture de digue
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés
	Travaux miniers Purge des équipements	Lessivage des travaux miniers Fuite/déversement
Exploitation	Stockage d'hydrocarbure	Fuite/déversement
	Stockage de résidus de traitement	Fuite/rupture de digue
	Stockage de résidus de traitement (solides)	Lessivage des terrils
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles

		d'exploitation
Après-mine	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers
	Purge des équipements	Fuite/déversement
	Stockage d'hydrocarbures	Fuite/déversement
	Stockage de résidus de traitement (effluents)	Fuite/rupture de digue
	Stockage de résidus de traitement (solides)	Lessivage des terrils
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers
	Purge des équipements	Fuite/déversement

1,2 : Les résidus de traitement ont été subdivisés en deux catégories car à l'issue du traitement du minerai deux configurations de stockage des résidus peuvent se présenter. En effet, les résidus issus du traitement physique du minerai (gravité ou flottation) peuvent être constitués de particules finement broyées de sables fins et limons. Ils sont généralement déposés dans des bassins de décantation retenus par des digues à résidus ou déposés en terril sur de grandes surfaces. De plus, les boues issues du traitement chimique sont aussi souvent déposées dans des bassins à résidus.

Tableau 3-6 : Classification des valeurs de prédisposition à la pollution

Classe	Valeur de prédisposition
Faible	< 7
Moyenne	7 – 10
Forte	10 – 13
Très forte	13 – 16

➤ Évaluation de la gravité

La gravité du phénomène pollution dépend de la nature du polluant, de sa concentration dans l'eau contaminée et de l'exposition des cibles (l'homme et les organismes vivants). Cependant compte tenu du caractère prédictif de l'évaluation et de la difficulté de simuler des concentrations attendues, la gravité est évaluée en considérant les trois paramètres les plus pertinents qui caractérisent un produit ou un élément chimique donné. Ce sont la toxicité, la biodégradabilité et la bioaccumulation du polluant considéré (Amharref et Bernoussi, 2007).

Pour une substance donnée lorsque les scores des différents critères de gravité sont différents, le score le plus élevé est retenu pour estimer la gravité. Ce choix s'explique par le fait que nous estimons que d'une façon générale les critères toxicité, biodégradabilité et bioaccumulation présentent la même importance pour juger de la gravité d'un polluant. Par ailleurs, les valeurs guides relatives aux limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine proposées par JORF (2007) et l'OMS (2011) permettent d'apprécier le niveau de toxicité ou la capacité d'un élément donné à produire des nuisances sur l'environnement et sur la santé humaine. En effet, plus un élément (éventuellement un polluant) est toxique, moins la valeur limite admise pour les eaux de consommation humaine est élevée. Les scores varient de 1 à 4 comme indiqué dans le Tableau 3-7. De cette façon, nous nous plaçons dans les conditions maximales d'importance de l'impact. C'est-à-dire d'une intensité, d'une durée et d'une étendue maximale.

Finalement, le niveau d'impact est obtenu en combinant les niveaux de gravité avec ceux de la prédisposition à la pollution comme indiqué dans le Tableau 3-8. Ces classes d'impacts sont définies sur la base de la bibliographie (Favaro et Monteau, 1990 ; Artignan et *al.*, 2008) et par analogie à la démarche d'analyse ou plus exactement d'évaluation de risque.

Tableau 3-7 : Classes de gravité du phénomène « pollution des eaux » (adapté d'Amharref et Bernoussi, 2007)

Toxicité (LD ₅₀ en mg/l)	Très peu toxique LD ₅₀ > 100	Moyennement toxique 100 > LD ₅₀ > 10	Toxique 10 > LD ₅₀ > 1	Très toxique LD ₅₀ ≤ 1
Bioaccumulation FBC	Très peu bioaccumulable FBC < 500	Peu bioaccumulable 500 < FBC < 1000	Moyennement bioaccumulable 1000 < FBC < 5000	Fortement bioaccumulable FBC > 5000
Biodégradation	Très facilement biodégradable > 80 %	Facilement biodégradable 60 à 80 %	Moyennement biodégradable 40 à 60 %	Faiblement biodégradable < 20 %
Gravité	Limitée	Moyenne	Élevée	Très élevée
Score	1	2	3	4

Tableau 3-8 : Expression du niveau d'impact environnemental par la technique des tableaux croisés

		Prédisposition			
		Faible	Moyenne	Forte	Très forte
Gravité	Limitée				
	Modérée				
	Élevée				
	Très élevée				

Vert : impact faible Jaune : impact moyen Rouge : impact fort

Une fois l'importance de l'impact pour toutes les phases de vie connue, l'étape qui suit consiste à proposer des mesures d'évitement ou de réduction de ces impacts.

○ **Mesures de réduction des impacts ou de mitigation**

La réduction des impacts correspond à l'ensemble des actions ou dispositions à mettre en œuvre pour diminuer d'une part la probabilité pour que la pollution survienne et d'autre part la gravité de ses conséquences. Ces mesures concernent en priorité les impacts jugés les plus forts. Il s'agit de proposer des mesures de remédiation et de bonnes pratiques permettant d'éviter ou de limiter l'apparition d'une situation dangereuse et/ou d'en limiter les conséquences.

3.3. Étude de cas : Mine d'or d'Afema

Une application de la méthode MAEIMIN a été mise en œuvre sur la mine d'or d'Afema en Côte d'Ivoire. Cette étude de cas porte sur la pollution des eaux souterraines et de surface. La situation géographique et les caractéristiques climatiques, hydrogéologiques et géologiques de la zone ont été présentées dans les sections 2.3.1 et 2.3.2 de ce manuscrit. De plus, les différentes phases de vie d'une mine étant déjà abordées (Chapitre 1). Nous n'aborderons ici plus les questions de choix d'alternatives et nous nous concentrerons sur l'évaluation des impacts de l'alternative choisie par l'exploitant à l'issue de son étude de faisabilité c'est-à-dire l'exploitation par mine à ciel ouvert. Par ailleurs, il est important de noter que dans cette étude de cas nous nous sommes concentrés sur le compartiment eau de l'environnement et sur le phénomène pollution car dans le contexte d'exploitation minière l'eau constitue le vecteur

principal de pollution. Par conséquent, l'étude n'abordera pas tous les impacts potentiellement générés par tous les événements accidentels d'une installation minière.

Après ces précisions situant la portée de l'étude (*scoping*), nous décrivons dans les paragraphes qui suivent, les autres étapes de la méthode.

3.3.1. Estimation et évaluation des impacts

○ Estimation de la prédisposition

Pour la pollution des eaux souterraines, les principaux facteurs de qualification de la prédisposition sont la perméabilité des formations géologiques, la recharge des nappes, le type de sol, la mobilité des polluants et la qualité physico-chimiques des eaux actuelles (à l'état initial). Pour les eaux de surface, les facteurs sont en plus de la qualité des eaux, la topographie (pente du terrain) et le régime hydrologique. Ces facteurs et les méthodes d'estimation sont décrits ci-après :

- **Perméabilité des formations géologiques** : dans cette étude, ce facteur a été estimé à partir de la perméabilité induite par les fractures (page 65).

- **Recharge de la nappe** : l'évaluation de la recharge passe par une étude des fluctuations pluviométriques de la zone d'étude à travers le bilan hydrologique (Équation [17]). Pour l'estimation de la recharge, la méthode de Thornthwaite a été utilisée car elle semble la plus adaptée au regard des données disponibles pour cette étude. De plus, elle a fait l'objet de plusieurs études en Côte d'Ivoire et a donné des résultats satisfaisants (Soro 1987 ; Biémi 1992 ; Jourda 2005, Adiaffi, 2008 ; Youan Ta et al. 2015).

$$I = P - (ETR + R) \quad [17]$$

Avec

P : précipitation totale par an (mm) ;

ETR : évapotranspiration annuelle (mm) ;

R : total d'eau ruisselée par an (mm) et ;

I : infiltration effective ou recharge efficace de la nappe

- **Type de sol** : dans la zone d'étude, la nature des sols a été déterminée à partir des travaux de Perraud et de la Souchère (1971). Ces travaux indiquent la présence de ferralsols très lessivés sur des schistes peu métamorphisés (plateaux et pentes). Ce sont des sols rouges et ocres argilo-sableux. On y rencontre également des sols peu évolués d'apport sur alluvions fluviales. Ce sont des sols beiges et gris sablo-argileux qui longent les cours d'eau. Quelques

lambeaux de cuirasses sont rencontrés dans la partie nord de la zone d'étude. De plus, on trouve des sables dits tertiaires dans la zone sud aux environs de Maféré.

- **Mobilité des polluants** : un autre critère important pour juger de la capacité d'un polluant à se retrouver dans l'eau souterraine est sa mobilité. Cependant, la mobilité d'un polluant dépend de plusieurs paramètres dont le pH du milieu, la spéciation, la teneur en matière organique, la teneur en argiles etc. Pour cette étude, il s'agit plutôt de la mobilité intrinsèque des polluants qui a été estimée sans tenir compte du degré d'oxydation. Plusieurs travaux notamment ceux de ATSDR (2007) ; Basta et *al.* (1997); Autier et White (2004) ; Goix (2012) ont permis d'évaluer qualitativement la mobilité des métaux.

- **Qualité physico-chimique des eaux de la zone d'étude** : ce facteur a été évalué à partir du calcul de l'indice de qualité (Water Quality Index : WQI) (Ramakrishnaiah et *al.*, 2009). Le principe du calcul du WQI a été décrit dans les paragraphes précédents (section 2.2.1.3).

- **Topographie du terrain** : ce paramètre a été déterminé après traitement des images de type Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) de la zone étudiée. Les valeurs de pentes ainsi obtenues ont fait l'objet d'une classification. Plus la pente est forte plus le ruissellement est important au dépens de l'infiltration.

- **Régime hydrologique** : ce paramètre inclus à la fois la pluviométrie et le débit des cours d'eau qui influencent le processus de dilution. Cependant, pour manque de donnée de débits seule la pluviométrie a été considérée dans cette étude.

○ **Estimation de la gravité**

Concernant la deuxième composante de l'évaluation de l'importance de l'impact, c'est-à-dire la gravité, elle a été évaluée sur la base du potentiel de perturbation des eaux par les métaux lourds car dans le contexte de l'exploitation minière les pollutions d'origine métallique sont les plus préoccupantes. Nous nous sommes par ailleurs intéressés à la pollution par les hydrocarbures. Ainsi outre les hydrocarbures l'intérêt a été porté sur le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cyanure (CN) et l'arsenic (As). Deux raisons principales ont motivé ces choix. La première raison est que le Cd, Pb, CN et As sont tous des éléments toxiques non seulement pour l'environnement mais également pour la santé humaine. Le Cd, le Pb forment avec le mercure (Hg) les trois métaux lourds les plus toxiques. La toxicité du CN et de l'As sont également connues notamment d'après le règlement CLP 1272/2008 sur la

classification et l'étiquetage des produits dangereux. La seconde raison est qu'ils constituent des éléments que l'on retrouve le plus souvent dans l'environnement minier en particulier dans l'exploitation de l'or comme c'est le cas à Afema (Assié, 2008).

La gravité de la pollution a été estimée sur la base de la toxicité du polluant, de sa capacité à s'accumuler dans les organes biologiques et de sa (bio) dégradabilité. Ces critères ont été estimés qualitativement à partir de données bibliographiques (Watling, 1983; ATSDR 2007; Manda *et al.*, 2010; Fu *et al.*, 2011; Youssao *et al.*, 2011; Zang *et al.*, 2010; Zeller-Cie, 2011 ; Goix, 2012; Ouro-Sama *et al.*, 2014).

La toxicité des métaux lourds impliqués dans cette étude est connue et a fait l'objet de plusieurs études (ATSDR, 2007; Goix, 2012). Dans le cas du plomb, il présente de réels dangers pour la santé humaine et l'environnement. Le Pb peut endommager les systèmes nerveux humains (surtout chez les enfants) et causer des problèmes de reproduction (ATSDR, 2007). Le cadmium est un métal lourd dont les propriétés cancérogènes sont connues et est à l'origine de la maladie d'Itai-Itai (Zhang *et al.*, 2010). Quant au mercure, c'est le métal dont la concentration maximale admissible par l'OMS (2011) pour les eaux de boisson est la plus faible parmi les métaux étudiés. Pour ces raisons, le score 4 a été attribué à ces polluants métalliques pour estimer leur toxicité. Par ailleurs, d'un point de vue toxicologique, il a été montré que le diesel est capable de provoquer le cancer. Il est toxique pour les organismes aquatiques et peut causer des effets néfastes à long terme (Zeller-Cie, 2011). En conséquence, le score 3 a été attribué au diesel, qui caractérise dans cette étude les polluants de type hydrocarbure (y compris les lubrifiants).

Compte tenu de la (bio)-dégradation, la nature inorganique des métaux lourds ne leur confère aucune propriété de biodégradation. Par conséquent, le Cd, le Pb, le Hg et As ne sont pas biodégradables et le score 4 a été attribué à chacun d'eux. Le CN, en revanche, est biodégradable notamment par le rayonnement solaire. En conséquence, le score 3 a été attribué au CN.

En ce qui concerne la bioaccumulation, les résultats de divers auteurs (Watling, 1983; Manda *et al.*, 2010; Fu *et al.*, 2011; Youssao *et al.*, 2011; Ouro-Sama *et al.*, 2014) dans des conditions de pollution minière et/ou industrielle ont été analysés (Tableau Annexe B3). L'analyse de ces résultats montre que la bioaccumulation du Cd, du Pb et de l'As varie, d'une part selon les espèces concernées et d'autre part selon l'habitat. Ainsi, les bivalves plus benthiques que les poissons présentent des FBC plus élevés. Quoi qu'il en soit, qu'il s'agisse des poissons ou des bivalves, les FBC sont largement inférieurs à 500, qui est la limite inférieure de la classification adoptée (Tableau 3-7). Par conséquent, nous avons supposé que

les métaux étudiés sont très peu bioaccumulables et le score 1 a été attribué au facteur de bioaccumulation.

Enfin, le niveau d'impact est obtenu en combinant les classes de prédisposition et de gravité. L'impact global (Ig) est également calculé pour chaque phase de la mine afin d'obtenir une comparaison. L'équation [18] montre le calcul de Ig . C'est en fait une attribution arbitraire d'un coefficient à chaque classe d'impact (faible, moyen et élevé) obtenue dans la même phase. Ainsi, les coefficients 1, 2 et 3 sont affectés respectivement à un impact faible, moyen et élevé. Ensuite, dans chaque phase, le nombre total de:

- impact faible (nf) est multiplié par 1;
- impact moyen (nm), par 2 et;
- impact élevé nF , par 3.

La somme de ces résultats est divisée par le nombre total d'impacts ($nf + nm + nF$) désignés par N .

$$Ig = \frac{nf + nm + nF}{N} \quad [18]$$

Conclusion partielle

Afin d'améliorer les pratiques des EIE dans les mines, nous avons développé la Méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts environnementaux Miniers (MAEIMIN). Cette méthode prend appui sur la démarche d'Analyse de risques et permet d'évaluer les impacts environnementaux tout au long des phases de vie d'une mine.

Après avoir présenté la méthodologie MAEIMIN, nous abordons dans le chapitre 4 les résultats de la mise en œuvre des toutes les méthodes présentées dans le chapitre 2. Nous présenterons tout d'abord les résultats de l'étude sur l'état initial de la zone d' Afema, puis ceux de la mise en œuvre de MAEIMIN et enfin, les résultats de l'ACV.

Chapitre 4: Résultats de l'étude de cas

Dans ce chapitre nous présenterons l'ensemble des résultats obtenus à l'issue de la mise en œuvre de toutes les méthodes présentées dans les chapitres 2 et 3. Dans un premier temps, les résultats ayant permis de comprendre les enjeux et le contexte de la zone d'étude (état initial) seront présentés. Ensuite, les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères de la zone d'étude seront présentés. Enfin, les résultats relatifs à l'application de la méthode développée (MAEIMIN) et ceux obtenus après la mise en œuvre de la méthodologie d'ACV sur la mine d'or d'Afema seront respectivement présentés. Dans chaque cas, les résultats seront présentés et discutés avant de réaliser une discussion générale comparative des approches mises en œuvre qui sera l'objet du chapitre 5.

4.1. Étude des caractéristiques physico-chimique des eaux, des sols et des sédiments de la zone minière d'Afema

4.1.1. Classification hydrochimique des eaux d'Afema

La classification a été réalisée à l'aide du diagramme de Piper. La projection des résultats d'analyses chimiques dans ce diagramme a permis de mettre en évidence les différentes familles d'eau de la zone étudiée.

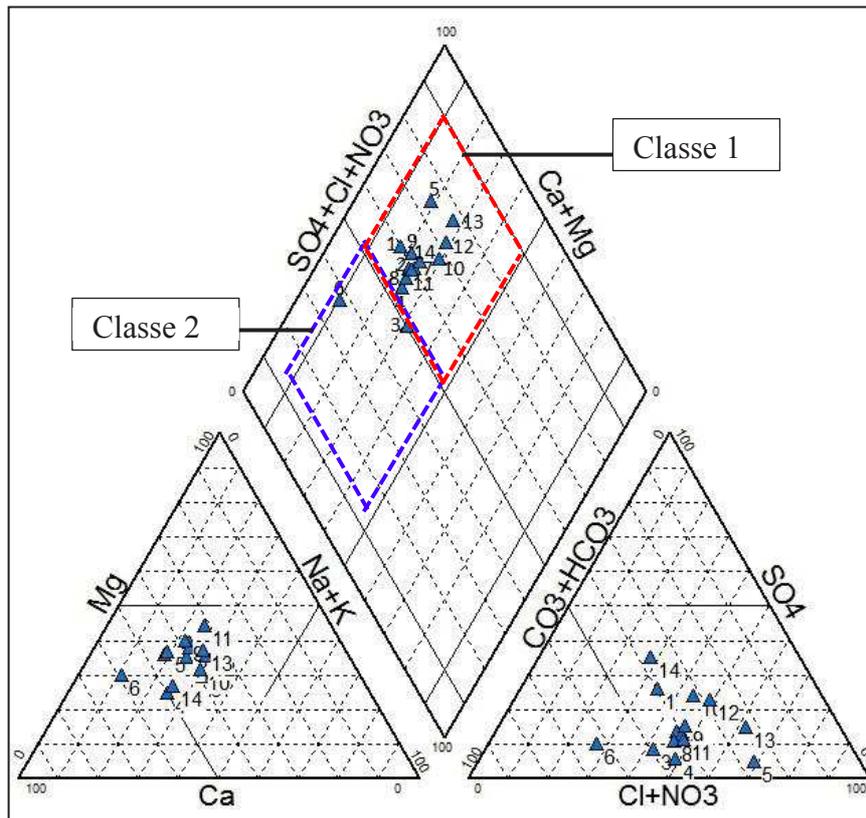
Cas des eaux souterraines

La Figure 4-1 illustre les résultats de la projection des données chimiques des eaux souterraines dans le diagramme de Piper.

On en déduit que les eaux souterraines de la zone d'Afema se répartissent en deux hydrofaciès :

- *les eaux chlorurées calciques et magnésiennes* : ce faciès est le plus dominant et correspond à 12 (sur 14) échantillons d'eaux souterraines de la zone d'étude. Il est caractérisé par une prédominance des chlorures sur les bicarbonates pour les anions et des alcalino-terreux sur les alcalins pour les cations.

- *les eaux bicarbonatées calciques et magnésiennes* : elles correspondent à seulement 2 échantillons de la zone d'étude. Les points d'eau concernés sont ceux de Kotoka et Dadiesso. Ce faciès caractérisent donc les eaux des aquifères fissurés puisqu'aucun puits n'est concerné. Les bicarbonates, le calcium et le magnésium ($\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$) sont les ions dominants observés dans les eaux de la zone d'étude. La plus forte minéralisation des eaux ($\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$) s'explique par des circulations naturelles très faibles dans le socle, donc des eaux très peu renouvelées, avec un temps d'interaction eau-roche long.



1 - Eaux chlorurées calciques et magnésiennes

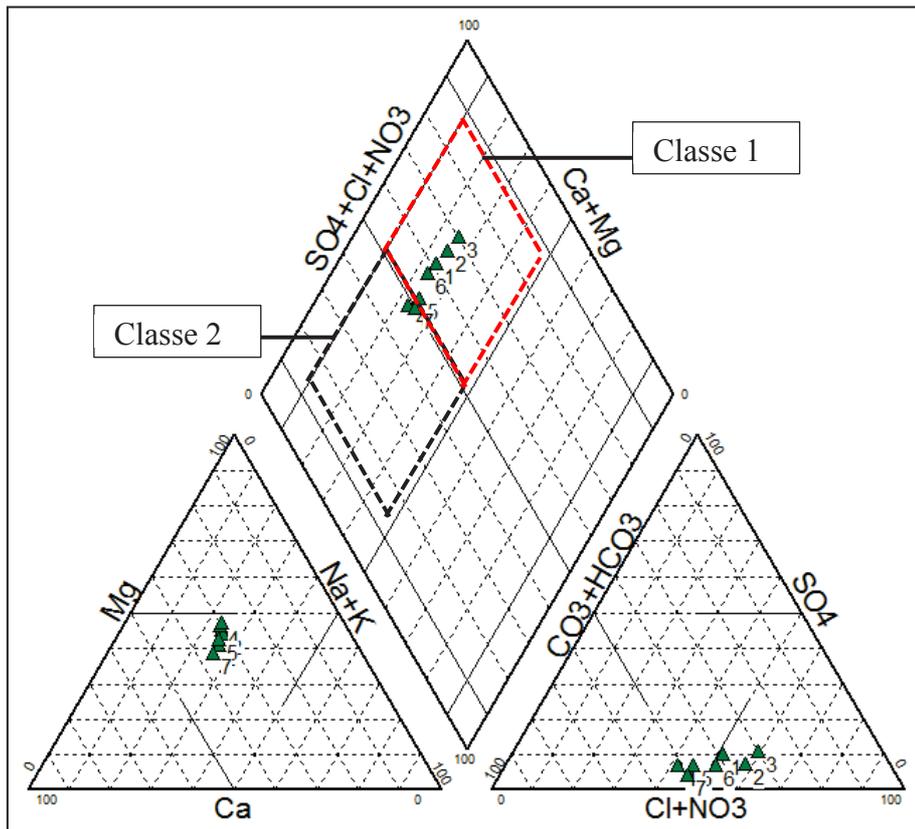
2- Eaux bicarbonatées calciques et magnésiennes

Figure 4-1 : Classification hydrochimique des eaux souterraines dans le diagramme de Piper

Cas des eaux de surface

Comme pour les eaux souterraines, les eaux de surface échantillonnées se regroupent dans deux hydrofaciès (Figure 4-2):

- *les eaux chlorurées calciques et magnésiennes* : elles correspondent à 5 échantillons sur les 7 étudiés, avec une prédominance des alcalino-terreux ($\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$) et;
- *les eaux bicarbonatées calciques et magnésiennes* qui ne représentent que 2 échantillons.



1 - Eaux chlorurées calciques et magnésiennes

2- Eaux bicarbonatées calciques et magnésiennes

Figure 4-2 : Classification hydrochimique des eaux de surface dans le diagramme de Piper

4.1.2. Étude du mécanisme de minéralisation des eaux par l'Analyse en Composantes Principales (ACP)

Cas des eaux souterraines

Le processus de minéralisation des eaux souterraines de la zone d' Afema a été étudié grâce à l'Analyse en Composantes Principales (ACP) sur des variables centrées réduites. Les résultats de cette analyse sont présentés sous différentes formes : i) une matrice de corrélation des variables, ii) un tableau des valeurs propres et des variances exprimées des différents facteurs et iii) l'inertie exprimée par les plans factoriels ainsi que la distribution spatiale des variables dans ces plans.

○ Analyse statistiques des paramètres physico-chimiques

Plusieurs paramètres ont été dosés dans les échantillons d'eau au Laboratoire du CIAPOL. D'autres paramètres ont été directement mesurés *in situ* (Température, potentiel d'Hydrogène,

potentiel d'oxydo-réduction, Conductivité électrique). Outre les 18 paramètres consignés dans le Tableau 4-1 synthétisant les résultats d'analyse, le mercure (Hg), le Chrome (Cr) et l'Arsenic (As) ont été dosés. Cependant, les analyses ont révélées que ces éléments n'ont pas été détectés. Ainsi, dans la suite de cette étude, nous considérerons que le mercure et le chrome et l'arsenic ne sont pas présents dans les eaux souterraines de la zone d'étude.

○ Paramètres physiques

La température des eaux souterraines est comprise entre 24,9 (Puits 1 à Kouakro) et 26,9°C (Campement mine) avec une moyenne de 25,95°C qui est sensiblement égale à la température atmosphérique. La variation du pH de 5,17 (M'Gbasso) à 8,50 (Forage 1 à Dadiesso) permet de classer les eaux de la zone d' Afema dans le domaine des eaux à alcalinité bicarbonatée ($4,5 < \text{pH} < 9,5$). La conductivité électrique de ces eaux varie de $31,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (M'Gbasso) à $547 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Affiénou).

La turbidité mesurée au niveau des eaux souterraines varie de 1,00 (Dadiesso Forage 2) à 60,00 NTU (Campement mine), avec une valeur moyenne de 18,04 NTU. Ces valeurs montrent que les eaux de la région sont par endroit chargées en éléments en suspension comme le témoignent les valeurs de MES. En effet, les résultats d'analyse montrent que ces valeurs oscillent entre 0,72 (Forage 2 à Dadiesso) et $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Campement mine).

Pour ce qui concerne le potentiel d'oxydo-réduction, outre le Forage 1 de Dadiesso qui a une valeur négative (-85,30 mV), les eaux souterraines de la zone d'étude ont des valeurs positives. Ces valeurs varient de 25,7 à 111,1 mV avec une moyenne de 54,34 mV. Ces eaux sont dans l'ensemble moyennement oxygénées.

Par comparaison aux eaux de puits, les eaux de forages présentent naturellement les meilleures caractéristiques. En effet, les eaux de puits sont beaucoup plus turbides et minéralisées avec des moyennes respectives de 30,55 NTU et $221,37 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ contre 8,65 NTU et $176,55 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Tableau 4-1 : Variables statistiques et valeurs extrêmes¹ (eaux souterraines)

Paramètres	Unités	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type
PH	-	5,17	8,50	6,30	0,75
Température	°C	24,90	26,90	25,95	0,58
Potentiel redox	mV	-85,30	111,10	44,36	44,22
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	31,70	547,00	195,76	135,50
MES	-	0,720	80,00	22,66	24,23
Turbidité	UTN	1,00	60,00	18,04	19,40
Nitrate	mg.L^{-1}	4,27	7,80	6,18	1,10
Potassium	mg.L^{-1}	0,50	6,74	2,23	1,72
Sodium	mg.L^{-1}	1,69	8,20	4,91	2,32
Magnésium	mg.L^{-1}	1,48	6,80	4,52	1,58
Calcium	mg.L^{-1}	2,40	18,50	9,99	5,14
Chlorure	mg.L^{-1}	2,60	31,00	13,75	8,08
Sulfate	mg.L^{-1}	2,00	30,00	8,71	8,31
Bicarbonate	mg.L^{-1}	4,20	50,00	27,12	13,08
MT	mg.L^{-1}	10,92	131,4	70,42	35,12
Cyanure	mg.L^{-1}	0,00	0,014	0,00	0,00
Cadmium	mg.L^{-1}	0,014	0,052	0,02	0,01
Plomb	mg.L^{-1}	0,00	0,058	0,00	0,01

1 : L'ensemble des données sont présentées en annexe (Annexe C)

○ Paramètres chimiques

Les teneurs en nitrates des eaux sont relativement faibles dans les eaux échantillonnées (Figure 4-3). Ces valeurs qui oscillent entre 4,27 mg.L^{-1} (puits 2 à Kouakro) et 7,8 mg.L^{-1} (Forage 1 à Toliesso et Forage 2 à Dadiesso) sont bien en dessous de la valeur seuil admissible (50 mg.L^{-1}) proposée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2011) pour les eaux de boisson. Ainsi, les eaux de la région ne présentent pas de contamination par les nitrates.

Les bicarbonates sont les ions les plus abondants dans les eaux étudiées. Les concentrations en bicarbonates représentent 35% de la minéralisation totale, avec une valeur minimale de 4,2 mg.L^{-1} (puits à M'Gbasso et Puits 1 à Affiéno) et une valeur maximale de 50 mg.L^{-1} à Dadiesso (forage 1). Les sulfates ont des teneurs qui varient de 2 mg.L^{-1} (Puits 1 à Kouakro et à M'Gbasso) à 30 mg.L^{-1} (Affiéno P1), avec une moyenne de 8,71 mg.L^{-1} . Quant aux chlorures, ils représentent environ 18% (17,77%) de la MT. Les teneurs varient de 2,60 mg.L^{-1} (M'Gbasso) à 31 mg.L^{-1} (Affiéno F1), avec une moyenne de 13,75 mg.L^{-1} .

Concernant les cations majeurs, le calcium est le plus abondant avec près de 13% (12,89%) de la minéralisation totale. La plus grande valeur ($18,5 \text{ mg.L}^{-1}$) a été détectée à Affiénou (P1) alors que la plus basse teneur ($2,4 \text{ mg.L}^{-1}$) a été obtenue à M'Gbasso (Figure 3-3). Les teneurs en alcalins (sodium et potassium) sont très faibles dans les eaux de la zone d' Afema ; ils représentent seulement 9,23% de la MT. Les concentrations évoluent de $1,69 \text{ mg.L}^{-1}$ (M'Gbasso) à $8,20 \text{ mg.L}^{-1}$ (Kotoka F2) et $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (Dadiesso F1) à $6,74 \text{ mg.L}^{-1}$ (Affiénou P1) respectivement pour le sodium et le potassium. À l'instar de ces alcalins, le magnésium est aussi faiblement présent dans les eaux échantillonnées. La teneur maximale en cet élément est de $6,8 \text{ mg.L}^{-1}$.

En définitive, les teneurs moyennes des ions des eaux souterraines ne sont pas alarmantes et restent dans l'ensemble en dessous des normes de potabilité recommandées par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation humaine. Par contre, la conductivité électrique des eaux de la zone dépassent par endroit la valeur guide de l'OMS ($250 \mu\text{S/cm}$). Il s'agit des eaux de Toliesso (forage 1) avec $261 \mu\text{S/cm}$, Kouamékro avec $359 \mu\text{S/cm}$ et Affiénou (P1) où a été mesurée la valeur la plus élevée ($547 \mu\text{S/cm}$). Les teneurs obtenues à Dadiesso (F2) et Kouakro (P2) avoisinent cette valeur guide avec respectivement 238 et $249 \mu\text{S/cm}$.

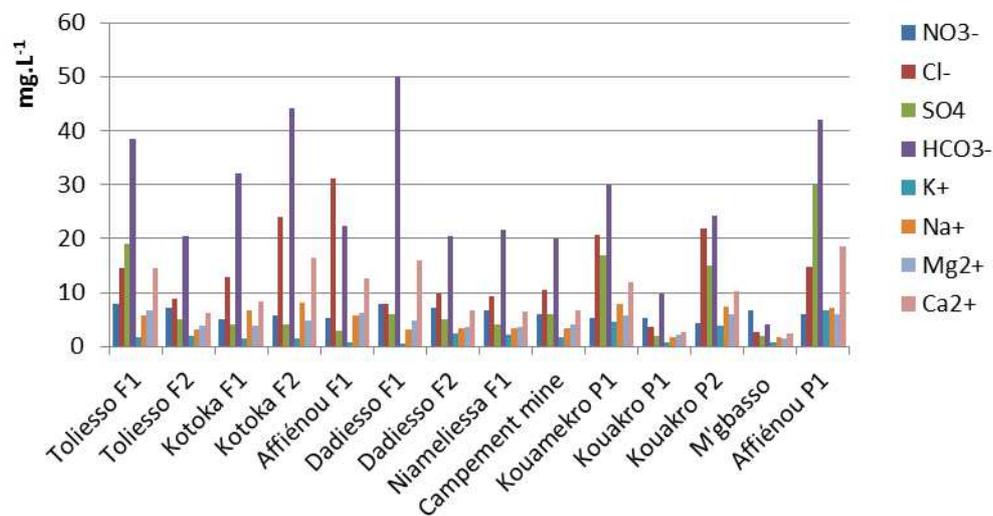


Figure 4-3 : Concentration en ions majeurs des eaux souterraines de la zone d' Afema

Tandis que pour les ions majeurs, les eaux étudiées ne présentent aucune inquiétude, la teneur en cadmium est particulièrement inquiétante pour l'ensemble de ces eaux. En effet, les teneurs relevées dépassent la valeur guide de l'OMS qui est de $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$. Les valeurs obtenues oscillent entre $0,014 \text{ mg.L}^{-1}$ (Kotoka F2, situé en amont de l'ancienne mine) et $0,052$

mg.L⁻¹ (Affiéno P1, situé en aval de la mine). Pour le plomb la valeur guide proposée par l'OMS (0,01 mg.L⁻¹) est dépassée dans l'eau du puits de Kouamékro, situé au Sud de l'ancienne mine. Dans le puits 2 à Kouakro, les analyses révèlent que cette valeur guide est presque atteinte puisque la teneur en plomb dans ce puits s'élève à 0,008 mg.L⁻¹ (Figure 4-4).

Bien que la tendance générale soit une décroissance du niveau de contamination du Nord vers le Sud soit amont-aval, on note tout de même quelques valeurs élevées en amont (0,026 mg.L⁻¹ à Kotoka F1), au centre de la zone à M'gbasso situé à quelques 3 km de la mine (0,025 mg.L⁻¹) ou encore en aval à Kouamékro (0,024 mg.L⁻¹). Ces résultats témoignent d'une contamination plutôt généralisée dans le secteur d'étude par le Cd.

En somme les eaux souterraines de la zone d' Afema présentent toutes des teneurs élevées en cadmium et certaines en plomb. Cependant, bien que l'activité minière se soit développée dans la région (1992-1998) les eaux souterraines ne sont pas contaminées par le cyanure.

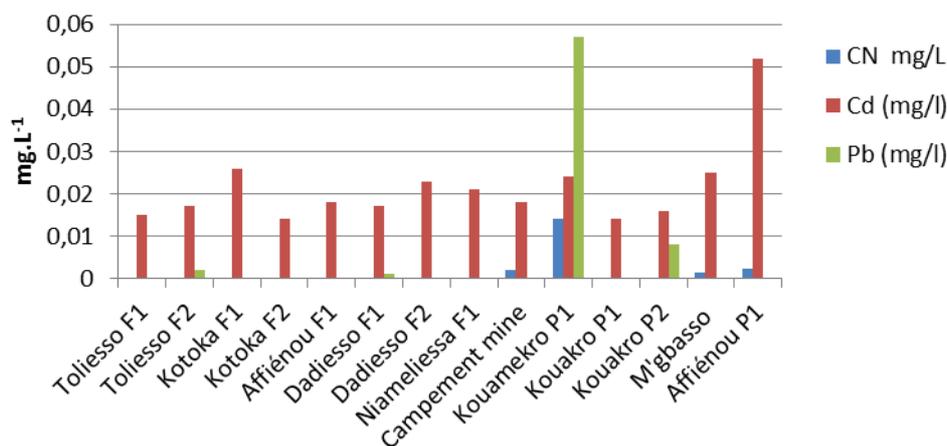


Figure 4-4 : Concentration en Cd, Pb et CN des eaux souterraines de la zone d' Afema

○ **Analyse en composantes principales des eaux souterraines**

➤ **Matrice de corrélation des variables**

Les relations qui existent entre toutes les variables prises deux à deux ainsi que les coefficients de corrélation entre ces différentes variables sont donnés par la matrice de corrélation (Tableau 4-2). Il existe une forte corrélation entre deux variables lorsque le coefficient de corrélation existe et est supérieure ou égale à 0,50. L'analyse de ce Tableau montre que certains paramètres sont fortement corrélés. C'est par exemple le cas des alcalino-terreux Ca²⁺ et Mg²⁺ (0,81), Mg²⁺ et Cl⁻ (0,76) ou de Ca²⁺ et HCO₃⁻ (0,92).

Tableau 4-2 : Matrice de corrélations entre les variables

	PH	Eh	CE	Turbidité	NO ₃ ⁻	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CN	Cd	Pb
PH	1,0														
Eh	-0,99	1,0													
CE	0,27	-0,27	1,00												
Turbidité	-0,36	0,36	-0,12	1,00											
NO ₃ ⁻	0,24	-0,23	-0,11	-0,53	1,00										
K ⁺	-0,17	0,17	0,81	-0,01	-0,25	1,00									
Na ⁺	0,03	-0,03	0,72	0,06	-0,50	0,56	1,00								
Mg ²⁺	0,22	-0,22	0,76	0,03	-0,12	0,47	0,74	1,00							
Ca ²⁺	0,54	-0,54	0,83	-0,24	0,06	0,40	0,70	0,81	1,00						
Cl ⁻	-0,01	0,00	0,46	0,24	-0,50	0,24	0,80	0,76	0,60	1,00					
SO ₄ ²⁻	0,02	-0,02	0,90	-0,08	-0,03	0,85	0,56	0,68	0,62	0,25	1,00				
HCO ₃ ⁻	0,7	-0,7	0,69	-0,39	0,18	0,26	0,60	0,66	0,92	0,38	0,47	1,00			
CN	-0,14	0,14	0,41	0,37	-0,21	0,48	0,35	0,22	0,13	0,20	0,38	0,04	1,00		
Cd	-0,05	0,05	0,66	-0,09	-0,04	0,74	0,25	0,13	0,30	-0,05	0,63	0,19	0,23	1,00	
Pb	-0,11	0,11	0,36	0,31	-0,27	0,41	0,40	0,27	0,11	0,28	0,31	0,06	0,96	0,05	1,00

De même ces résultats montrent que la conductivité électrique est bien corrélée, avec tous les cations majeurs (0,81) avec K^+ , (0,72) avec Na^+ , (0,76) avec Mg^{2+} et (0,83) avec Ca^{2+} . Il existe également une bonne corrélation entre la CE et le SO_4^{2-} (0,90) confirmant ainsi que tous ces éléments participent à la minéralisation.

Ces corrélations montrent que les paramètres ci-dessus cités ont une origine commune ou ils ont en commun un phénomène naturel identique. Ainsi ces phénomènes ont été étudiés à travers l'analyse des cercles de communauté de l'ACP.

➤ Valeurs propres et variances exprimées par les facteurs

Le pourcentage de variances exprimées est de 40,43% pour le facteur 1, 22,31% pour le facteur 2 et 13,39% pour le facteur 3 (Tableau 4-3). Ces trois premiers facteurs cumulent 76,12% soit un peu plus de 75% des variances exprimées. Ce pourcentage est suffisant pour fournir les renseignements nécessaires à l'identification des phénomènes naturels qui gouvernent la minéralisation des eaux souterraines.

Tableau 4-3. Valeurs propres et variances exprimées par les axes principaux

	Valeur propre	% de variance exprimée	Cumul de valeur propre	% de variance Exprimée cumulée
F1	6,47	40,43	6,47	40,43
F2	3,57	22,31	10,04	62,74
F3	2,14	13,39	12,18	76,13

○ Analyse et interprétation des résultats graphiques

La représentation graphique à l'aide des trois facteurs rend compte de manière satisfaisante de la structure des nuages de points. Chaque variable dispose d'une coordonnée sur chaque axe factoriel, indiquant sa dépendance vis-à-vis du facteur étudié. La coordonnée la plus proche de l'extrémité de l'axe factoriel désigne le facteur dont la variable est intimement liée. Les coordonnées factorielles des variables sont consignées dans le Tableau 4-4. La conductivité électrique, le potassium, le sodium, le magnésium, le calcium, les sulfates et les bicarbonates forment un groupement à l'extrémité négative de l'axe F1. Cela indique que ces variables sont liées et sont à l'origine d'un même phénomène. Les coordonnées factorielles du pH, de l'oxydo-réduction, et de la turbidité sont significatives sur l'axe F2. Par contre le pH situé à l'extrémité positive de cet axe, est opposé aux deux autres variables. Il en est de même pour le chlore et le cadmium dont les coordonnées significatives s'opposent sur l'axe factoriel 3.

Tableau 4-4: Coordonnées factorielles des variables

Variabiles	Facteur 1	Facteur 2	Facteur 3
pH	-0,23	0,85	0,15
Eh	0,23	-0,85	-0,15
CE	-0,97	0,05	-0,18
Turbidité	0,04	-0,64	0,40
NO ₃ ⁻	0,23	0,56	-0,37
K ⁺	-0,78	-0,38	-0,42
Na ⁺	-0,85	-0,14	0,33
Mg ²⁺	-0,83	0,11	0,27
Ca ²⁺	-0,85	0,45	0,12
Cl ⁻	-0,61	-0,13	0,60
SO ₄ ²⁻	-0,85	-0,12	-0,38
HCO ₃ ⁻	-0,71	0,64	0,12
Hg	-0,61	-0,30	-0,46
CN	-0,43	-0,49	0,23
Cd	-0,53	-0,17	-0,67
Pb	-0,41	-0,46	0,37

➤ Analyse de l'inertie du plan factoriel F1-F2

La Figure 4-5 illustre le plan défini par les facteurs F1 et F2. Ces 2 facteurs représentent 62,74% des variances exprimées. Dans cet espace factoriel, les bicarbonates, le calcium, le magnésium, la conductivité électrique, les sulfates et le sodium se regroupent à l'extrémité négative de l'axe 1. Ce regroupement indique que les variables concernées évoluent de la même façon et sont tributaires d'un même phénomène ou de phénomènes semblables. Les ions Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, HCO₃⁻ ont la particularité d'apparaître dans l'eau après un contact prolongé de celle-ci avec les roches encaissantes. Par conséquent F1 est lié au phénomène temps de séjour. Quant au facteur 2, il est déterminé par les nitrates et le pH regroupés à l'extrémité positive et la turbidité et le potentiel d'oxydo-réduction positionnés à l'extrémité négative de cet axe factoriel.

La présence des nitrates sur l'axe F2 témoigne d'un apport superficiel. En effet, la présence des nitrates dans les eaux souterraines est indicatrice d'une origine superficielle due aux activités anthropiques telles que l'usage des intrants agricoles ou à la déforestation. Les

nitrate parviennent aux eaux souterraines à partir des eaux de pluies qui s'infiltrent dans le sol. Ainsi, le facteur 2 exprime l'infiltration des eaux superficielles.

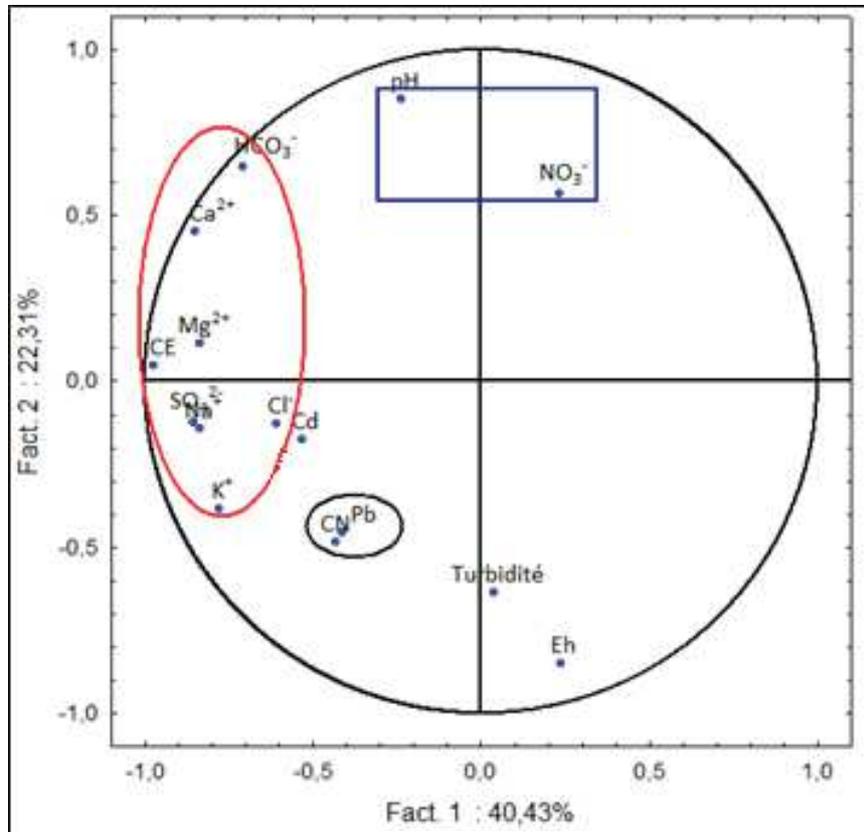


Figure 4-5 : Espace des variables du plan factoriel F1– F2

La distribution des unités statistiques dans le plan factoriel F1-F2 (Figure 4-6), indique la présence de forte teneurs en nitrates dans l'échantillon 6 (forage 1 de Dadiesso) alors que les échantillons 10 (puits de Kouamékro), 12 (puits 2 à Kouakro), et 14 (puits à Affiénou) sont caractérisés par une abondance en éléments majeurs tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- et SO_4^{2-} . Les eaux de ces puits dont la profondeur est inférieure à 10 m se seraient chargées en ces éléments depuis la surface par le mécanisme de l'infiltration des eaux de pluies où par l'hydrolyse des minéraux contenus dans les altérites.

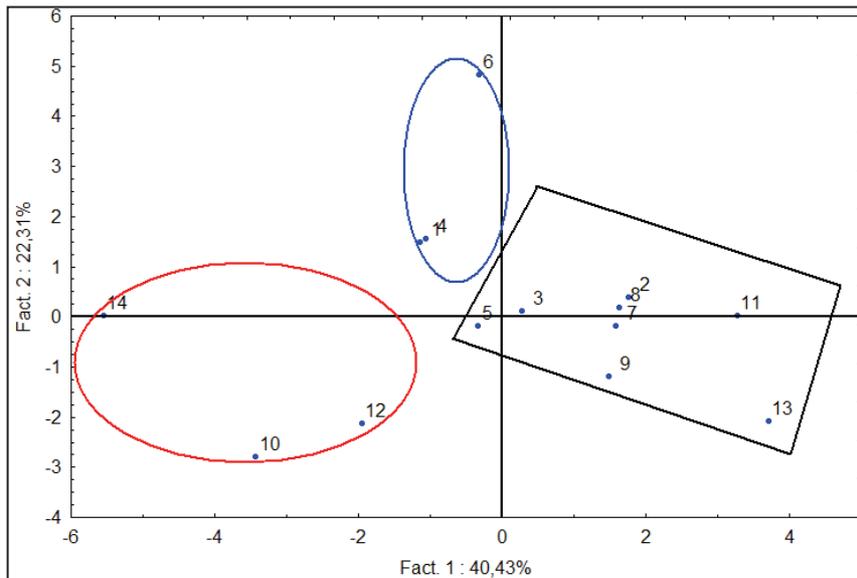


Figure 4-6 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F2

➤ Analyse de l'inertie du plan factoriel F1-F3

L'inertie du plan factoriel F1-F3 a été construite d'abord à partir des variables et ensuite à partir des unités statistiques. L'inertie du plan factoriel représentée par les variables est illustrée à la Figure 4-7.

L'analyse du cercle de communauté indique toujours que le facteur 1 est déterminé par la conductivité électrique, le potassium, le sodium, le magnésium, le calcium, les sulfates, les chlorures et les bicarbonates. La proximité de ces variables dans le cercle de communauté montre qu'elles commandent le phénomène de mise en solution des ions. Ainsi, les éléments qui définissent F1, proviennent d'un processus de mise en solution relativement rapide par conséquent un temps de séjour plus court. Le facteur 1 exprime donc le phénomène de minéralisation lié au temps de séjour.

En outre, l'analyse du cercle de communauté révèle que le facteur 3 est déterminé par le cadmium et dans une certaine mesure les nitrates. La présence des nitrates dans les eaux étant d'origine anthropique, on en déduit que le facteur 3 est déterminé par la minéralisation d'origine superficielle.

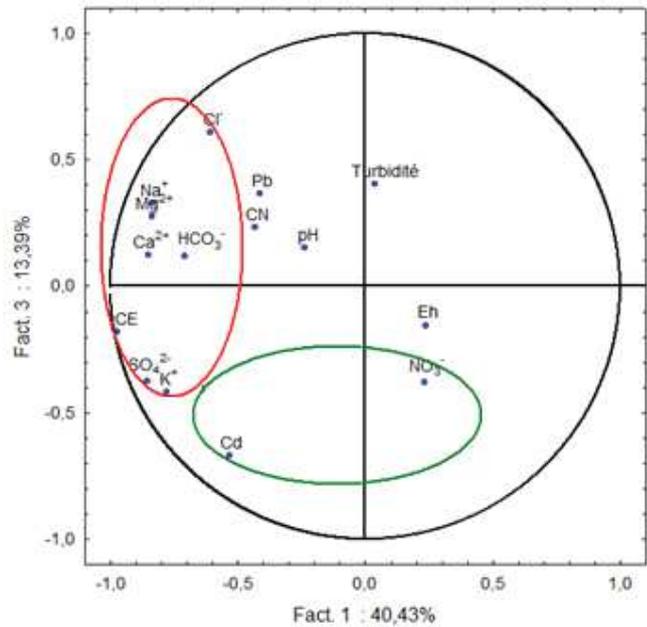


Figure 4-7 : Espace des variables du plan factoriel F1 – F3

L'inertie du plan F1-F3 des unités statistiques (points d'échantillonnage) est illustrée à la Figure 4-8. Sur cette figure, on note le regroupement des échantillons 1, 10, 12 et 14 à l'extrémité négative de l'axe F1. Il s'agit des eaux fortement minéralisées de la zone d'étude qui s'opposent sur l'axe F1, aux eaux faiblement minéralisées caractérisées par les échantillons 2, 7, 8, 9, 11 et 13. Le troisième regroupement concerne les eaux à faibles teneurs en nitrates (échantillons 3, 4, 5 et 6). Ce sont les forages captant les eaux des réservoirs fracturés.

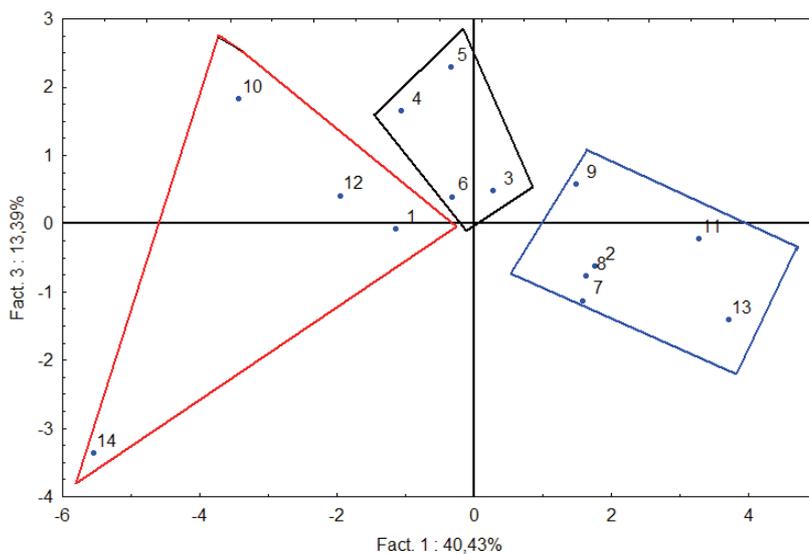


Figure 4-8 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F3

En définitive, l'ACP réalisée sur les résultats d'analyse des eaux souterraines de la zone d' Afema montre que deux phénomènes essentiels expliquent la mise en solution des éléments. Il s'agit du processus de minéralisation par hydrolyse lié au temps de séjour de l'eau dans les aquifères et la minéralisation par infiltration superficielle et lessivage des terrains non saturés. La très faible minéralisation des eaux étudiées et comme l'ont montré les résultats d'ACP (temps de séjour court) suggèrerait un renouvellement relativement rapide des eaux de l'aquifère. Cependant, cette approche n'ayant pas été abordée dans cette étude, il nous est difficile d'en tirer de réelles conclusions.

Cas des eaux de surface

○ Analyse des paramètres physiques des eaux de surface

Comme pour les eaux souterraines, l'analyse physico-chimique a porté sur plusieurs paramètres dont les paramètres physiques mesurés *in situ*.

La température des eaux de surface échantillonnées varie de 25,7 à 27,30 °C avec une moyenne de 26,71°C (Tableau 4-5). Pour les valeurs de pH, elles oscillent entre 6,23 et 7,13. Ces valeurs de pH indiquent que les eaux étudiées sont normales et ne présentent pas de risque de corrosion ni d'incrustation.

La conductivité électrique et la turbidité des eaux de surface varient respectivement de 19,55 à 82,7 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et de 2,00 à 8,00 NTU. Les eaux de surface sont toutes troubles sans doute à cause des apports en sédiments et autres éléments solides. Cette turbidité n'est cependant pas trop importante comme l'attestent les valeurs des matières en suspension qui oscillent entre 2,72 à 11,00 avec une moyenne de 6,10. Par ailleurs, ces eaux sont assez-bien oxygénées. En effet, à l'exception de l'échantillon caractérisant l'eau de l'ancienne fosse de jonction (-5,10 mV), toutes les eaux étudiées présentent des valeurs d'oxydo-réduction positives.

Tableau 4-5 : Variables statistiques et valeurs extrêmes¹ (eaux de surface)

Paramètres	Unités	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type
PH	-	6,23	7,13	6,70	0,32
Température	°C	25,7	27,30	26,71	0,61
Potentiel redox	mV	-5,10	132,80	37,10	46,25
Conductivité Électrique	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	19,55	82,70	58,95	27,36
MES	mg.L^{-1}	2,72	11,00	6,10	3,03
Turbidité	UTN	2,00	8,00	4,39	2,26
Nitrate	mg.L^{-1}	3,86	11,8	7,02	2,45
Potassium	mg.L^{-1}	0,65	1,8	1,17	0,44
Sodium	mg.L^{-1}	0,84	2,90	2,19	0,77
Magnésium	mg.L^{-1}	1,02	4,10	2,67	1,07
Calcium	mg.L^{-1}	1,40	4,40	3,28	1,18
Chlorure	mg.L^{-1}	2,10	6,20	4,50	1,58
Sulfate	mg.L^{-1}	1,00	02,00	1,57	0,53
Bicarbonate	mg.L^{-1}	3,80	20,40	13,64	6,67
Cyanure	mg.L^{-1}	0,00	0,03	0,02	0,01
Cadmium	mg.L^{-1}	0,01	0,05	0,03	0,01
Plomb	mg.L^{-1}	0,00	0,04	0,01	0,02

1 : L'ensemble des données sont présentées en annexe (Annexe C)

○ Analyse des paramètres chimiques des eaux de surface

Dans la zone d'étude, les teneurs en nitrates des eaux de surfaces sont relativement faibles. Elles varient de 3,86 (fosse de jonction) à 11,8 mg.L^{-1} (rivière Ehania à Affiénou) avec une valeur moyenne de 7,02 mg.L^{-1} . Ces concentrations sont en dessous de la valeur guide de 50 mg.L^{-1} proposées par l'OMS pour les eaux de consommation humaine. S'agissant des ions alcalins (Na^+ et K^+), les eaux étudiées présentent de faibles valeurs (Figure 4-9). Les teneurs moyennes sont respectivement de 2,19 et 1,17 mg.L^{-1} . Les concentrations en calcium et magnésium sont sensiblement plus fortes que celles des alcalins. Les eaux présentent des valeurs variant de 1,40 à 4,40 mg.L^{-1} pour le calcium et de 1,02 à 4,40 mg.L^{-1} pour le magnésium avec des teneurs moyennes respectives de 3,28 et 2,67 mg.L^{-1} . Les teneurs en sulfates sont faibles dans la plupart des eaux étudiées. La concentration maximale observée n'est que de 2 mg.L^{-1} . Les bicarbonates et les chlorures sont les anions dominants. Les concentrations en chlorures varient de 2,10 à 6,2 mg.L^{-1} . Les teneurs les plus élevées sont

observées dans les rivières Ehania à Aboulié (6,2 mg.L⁻¹) et Noé à Kotoka (5,8 mg.L⁻¹) et à Mpossa (5,6 mg.L⁻¹). Ainsi les concentrations diminuent à mesure qu'on progresse de l'amont vers l'aval des cours d'eau. Quant aux bicarbonates, ils sont les plus abondants avec des concentrations qui oscillent entre 3,8 et 20,4 mg.L⁻¹ (Figure 4-9). Les retenues d'eau de l'ancienne exploitation sont deux fois moins minéralisées que les cours d'eau naturelles. Les minéralisations totales moyennes de ces deux types d'eau de surface sont respectivement 22,76 mg.L⁻¹ et 46 mg.L⁻¹. Cela dénote du caractère non agressif des eaux des anciennes fosses, constituées à la fois d'eaux souterraines et d'eaux pluviales.

Au niveau des métaux seuls, le plomb n'a été détecté que dans les eaux « minières » (eaux des anciennes fosses) avec des teneurs légèrement au-dessus de la limite autorisée (0,01 mg.L⁻¹). En effet, des concentrations de 0,043 mg.L⁻¹ et de 0,032 mg.L⁻¹ ont été obtenues respectivement dans les eaux de la fosse d'Anuiri et du bassin de cyanuration (Figure 4-10).

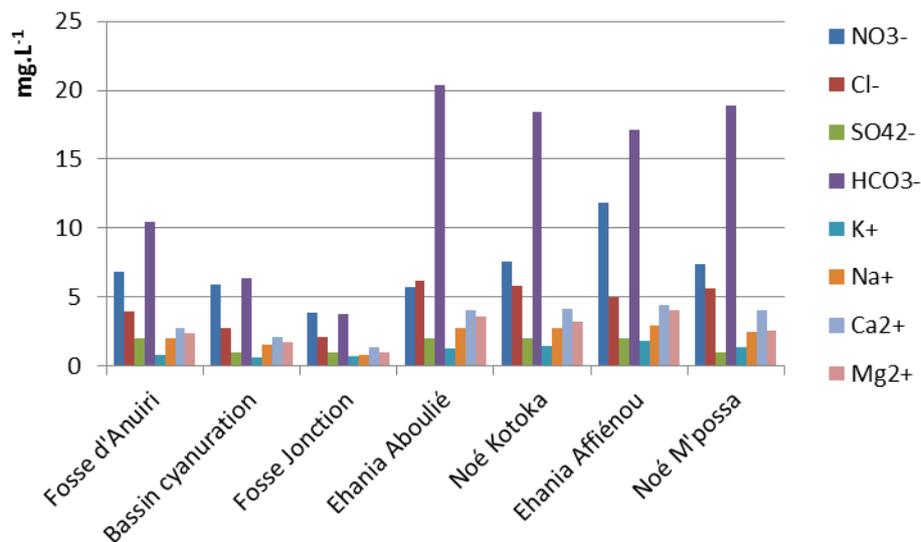


Figure 4-9 : Concentration en ions majeurs des eaux de surface de la zone d' Afema

Comme dans le cas des eaux souterraines, le cadmium est le métal qui a été détecté dans toutes les eaux étudiées. La concentration minimale de 0,01 mg.L⁻¹ a été observée dans la rivière Ehania à Aboulié alors que la concentration maximale (0,05 mg.L⁻¹) a été obtenue dans les eaux de l'ancien bassin de cyanuration (bassin de lixiviation). Toutes les eaux étudiées présentent des concentrations en Cd supérieures à la limite autorisée (0,003 mg.L⁻¹) pour les eaux de consommation humaine. Les concentrations en Cyanure sont toutes inférieures à la valeur guide (0,05 mg.L⁻¹). La concentration maximale (0,032 mg.L⁻¹) a été obtenue dans l'ancienne fosse de Jonction. Dans les eaux de l'ancien bassin de cyanuration, la concentration en CN est de 0,027 mg.L⁻¹. Le cyanure s'est probablement dégradé sous

l'action du rayonnement solaire plus de 15 ans après l'arrêt des activités de la Somiaf. Le plomb n'a été observé que dans les eaux de l'ancienne mine de la Somiaf en particulier dans la fosse d'Anuiri et dans l'ancien bassin de cyanuration. Les concentrations obtenues sont respectivement de 0,043 et 0,032 mg.L⁻¹ (Figure 4-10).

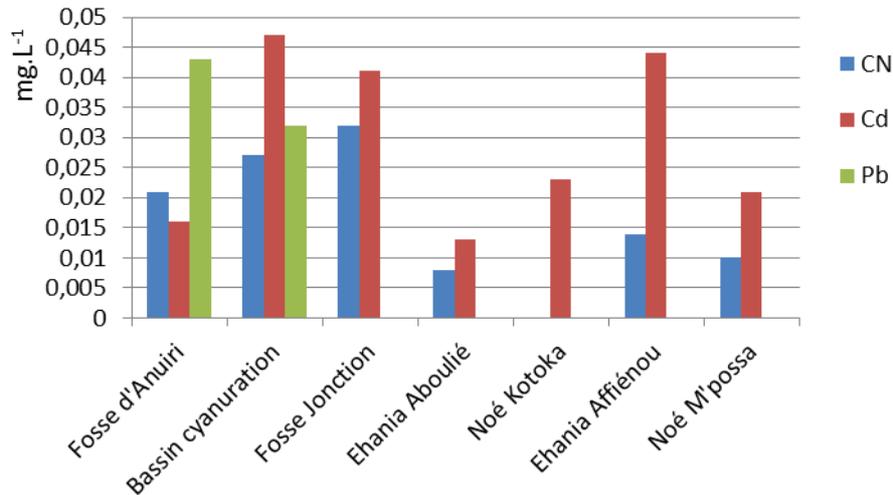


Figure 4-10 : Concentration en Cd, Pb et CN des eaux de surface de la zone d'Afema

○ **Analyse en Composantes Principales des eaux de surface**

➤ **Matrice de corrélations entre les variables**

L'analyse du Tableau 4-6 (matrice de corrélation) indique qu'à l'exception des sulfates le pH est inversement bien corrélé avec les ions majeurs. Cela montre que la minéralisation des eaux de surface n'est pas liée au pH. Par ailleurs, ce tableau révèle une bonne corrélation des cations avec les anions. Ainsi tous les cations sont bien corrélés avec les nitrates, les chlorures et les bicarbonates. Aussi, les cations sont entre eux bien corrélés. C'est le cas du potassium avec le calcium (0,94), le sodium (0,9) ou encore avec le magnésium (0,9).

Tableau 4-6 : Matrice de corrélations entre les variables

	PH	Eh	CE	MES	NO ₃ ⁻	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CN	Cd	Pb
PH	1,0														
Eh	-0,27	1,00													
CE	-0,76	-0,12	1,00												
MES	-0,40	-0,02	0,82	1,00											
NO ₃ ⁻	-0,76	0,13	0,58	0,22	1,00										
K ⁺	-0,82	-0,16	0,91	0,63	0,81	1,00									
Na ⁺	-0,79	-0,04	0,96	0,7	0,72	0,9	1,00								
Mg ²⁺	-0,79	-0,05	0,88	0,52	0,78	0,9	0,95	1,00							
Ca ²⁺	-0,81	-0,09	0,98	0,73	0,72	0,94	0,98	0,92	1,00						
Cl ⁻	-0,66	-0,19	0,98	0,8	0,47	0,81	0,94	0,85	0,95	1,0					
SO ₄ ²⁻	-0,23	-0,36	0,54	0,24	0,49	0,54	0,68	0,77	0,59	0,59	1,00				
HCO ₃ ⁻	-0,74	-0,16	0,99	0,78	0,53	0,87	0,95	0,87	0,97	0,99	0,55	1,00			
CN	0,53	0,2	-0,95	-0,91	-0,44	-0,8	-0,90	-0,78	-0,91	0,95	-0,58	-0,93	1,00		
Cd	0,01	0,53	-0,49	-0,42	0,14	-0,2	-0,45	-0,32	-0,44	-0,66	-0,46	-0,59	0,59	1,00	
Pb	0,43	0,31	-0,54	-0,51	-0,16	-0,61	-0,33	-0,34	-0,44	-0,43	-0,49	-0,49	0,45	-0,00	1,00

Le sodium est aussi bien corrélé avec le calcium (0,98) et le magnésium (0,95). De même, le calcium indique une bonne corrélation positive avec le magnésium (0,92).

Ces corrélations ont été également recherchées à travers l'analyse des cercles de communauté de l'ACP. Il en ressort que les trois premiers axes factoriels rendent compte de plus de 88 % de la variance totale dont 62,91% pour le premier facteur, 12,85% pour le deuxième et 12,26% pour le troisième. Ces facteurs expriment l'essentiel des variances totales. Ainsi, les plans définis par ces trois axes factoriels permettent de rendre compte de façon satisfaisante des informations contenues dans les données.

- **Analyse et interprétations des résultats graphiques**

- **Analyse de l'inertie du plan factoriel F1-F2**

Le plan factoriel défini par les axes F1 et F2 est illustré à la Figure 4-11. Les facteurs F1 et F2 expriment plus de 75% des informations contenues dans les données. Le facteur F1 est défini par deux regroupements : à son extrémité gauche (partie négative) l'on retrouve la conductivité électrique, les MES et l'ensemble des ions majeurs. De l'autre côté de l'axe F1 sont regroupés le pH, le plomb ainsi que le cyanure. Ces deux regroupements montrent que F1 met en évidence deux phénomènes : la minéralisation liée au contact eau-roche donc le temps de séjour exprimée par le premier regroupement et la minéralisation liée aux activités industrielles (notamment l'ancienne exploitation minière) exprimée par la présence du cyanure, très utilisé en exploitation minière.

Le facteur F2 quant à lui est déterminé par le cadmium et le potentiel redox. Compte tenu du fait que le Cd a été détecté dans toutes les eaux étudiées, sa présence peut être liée à l'un ou l'autre des deux phénomènes que sont la dissolution des roches et l'origine anthropique notamment l'usage d'intrants agricoles dans la zone d'étude.

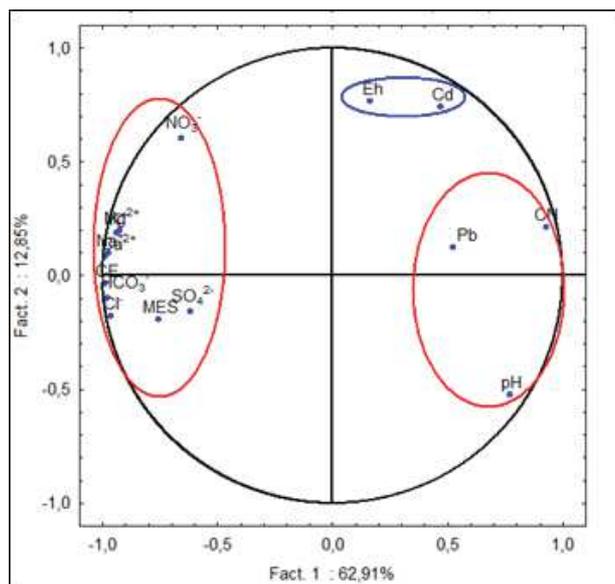


Figure 4-11 : Espace des variables du plan factoriel F1 – F2

La répartition des unités statistiques dans le plan factoriel F1- F2 permet de distinguer les différentes classes d'eau (Figure 4-12). Ainsi trois classes ont été identifiées dans le plan factoriel F1-F2 des unités statistiques.

Classe 1 : Cette classe regroupe les eaux faiblement minéralisées mais présentant de fortes teneurs en Pb et en CN. Il s'agit des eaux des fosses d'Anuri (échantillon 1), de Jonction (échantillon 3) et de l'ancien bassin de cyanuration de la société Somiaf (échantillon 2). Les teneurs relativement élevées en métaux proviendraient de l'activité minière. Cependant, le pH de ces eaux étant proche de la neutralité le phénomène de dissolution peut être considéré limité. Les concentrations en CN, en Pb et dans une certaine mesure le Cd de ces eaux dépassent les limites respectives ;

Classe 2 : elle concerne les eaux minéralisées et pauvres en métaux. Ce sont les échantillons 4, 5 et 7 représentant les eaux des rivières Ehania et Noé. Dans ces eaux les teneurs en métaux sont relativement faibles certainement en raison de l'action conjuguée de la dilution et de la sédimentation ;

Classe 3 : cette classe caractérise les eaux à forte minéralisation avec des teneurs élevées en cadmium. En revanche, elle est représentée par un seul point d'échantillonnage, l'échantillon 6 qui caractérise l'eau de la rivière Ehania à Affiénou.

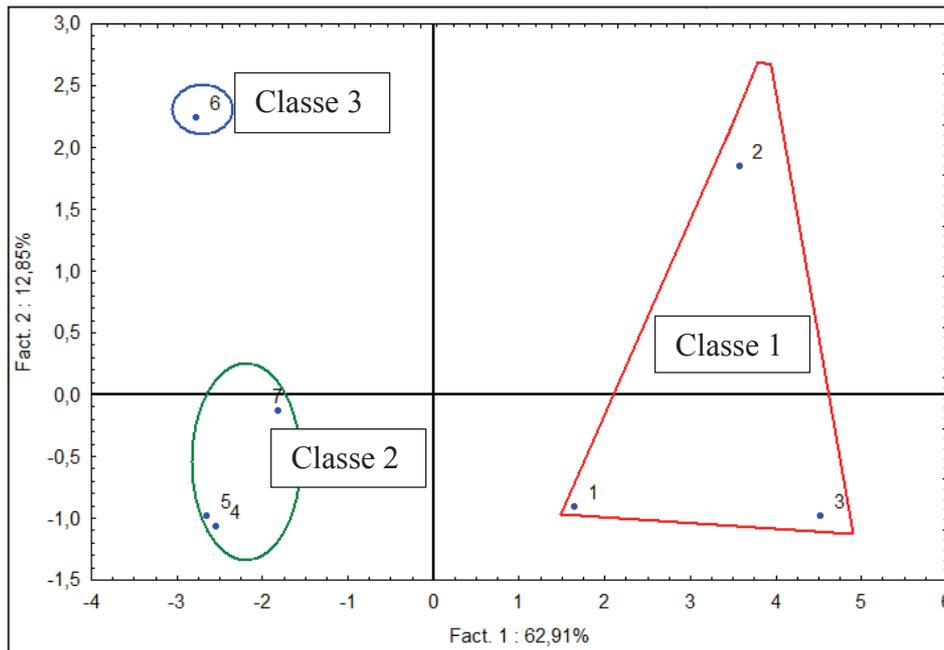


Figure 4-12 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F2

➤ Analyse de l'inertie du plan factoriel F1-F3

Les facteurs F1 et F3 concentrent plus de 75% de la variance totale des variables avec 62,91% pour F1 et 12,26% pour F3. L'inertie du plan factoriel F1-F3 construite à partir des variables (Figure 4-13) met en évidence les deux regroupements définissant le facteur F1 relevé dans le plan factoriel F1-F2. Cela confirme que le facteur F1 exprime la minéralisation temps de séjour et la minéralisation liée à l'activité minière.

Le facteur F3 est déterminé par le plomb qui est positionné dans sa partie positive. Ce facteur semble donc rendre compte de la minéralisation temps de séjour.

L'analyse de l'inertie du plan factoriel F1-F3 des unités statistiques illustrée à la Figure 4-14, permet de distinguer deux classes d'eaux. Les eaux plus ou moins minéralisées et pauvres en métaux lourds et les eaux riches en métaux et faiblement minéralisées. Les eaux riches en métaux correspondent aux eaux des anciennes fosses de la Somiaf (échantillons 1, 2 et 3). Cela confirme que les fortes concentrations en métaux lourds sont liées à l'activité minière.

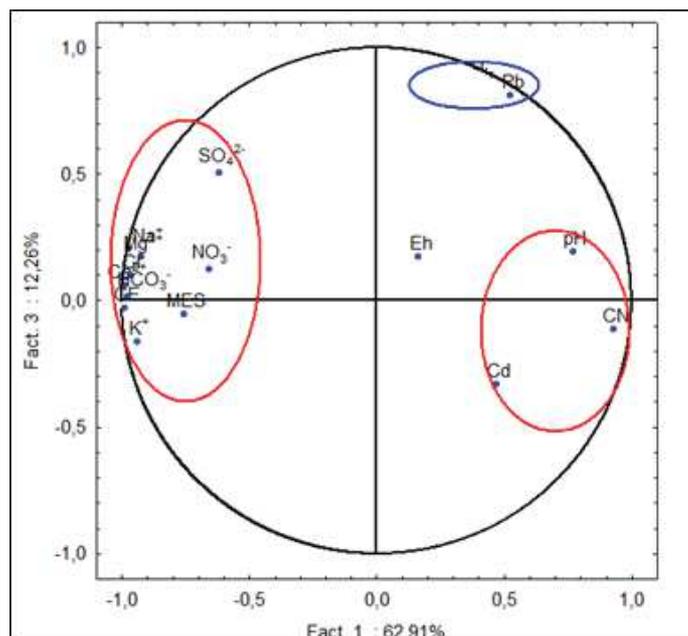


Figure 4-13 : Espace des variables du plan factoriel F1 – F3

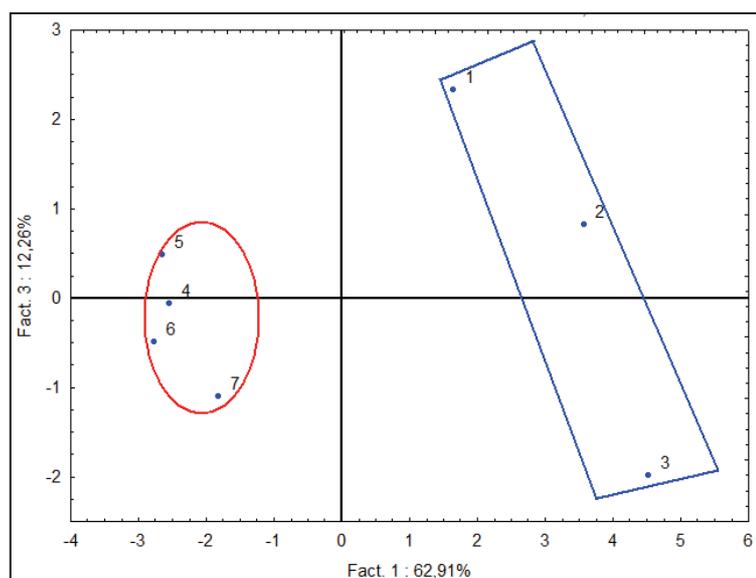


Figure 4-14 : Espace des unités statistiques du plan factoriel F1 – F3

➤ Analyse de l'inertie du plan factoriel F2-F3

L'analyse du plan factoriel F2 - F3 indique que très peu de variables sont significatifs pour comprendre le processus de minéralisation des eaux. La plupart des variables se localisent au centre du cercle de communauté (Figure 4-15). Cependant, certaines se démarquent et permettent ainsi de définir les deux axes. Ainsi, on note un regroupement du cadmium, des nitrates et du potentiel redox à l'extrémité positive de F2. La proximité du cadmium avec les

nitrate témoigne d'une origine commune : l'origine anthropique. Le facteur F2 exprime donc l'origine anthropique de la minéralisation. De même, le facteur F3 est défini par le plomb et les sulfates qui se regroupent dans sa partie positive. Ce regroupement indique que le F3 met en évidence la minéralisation temps de séjour.

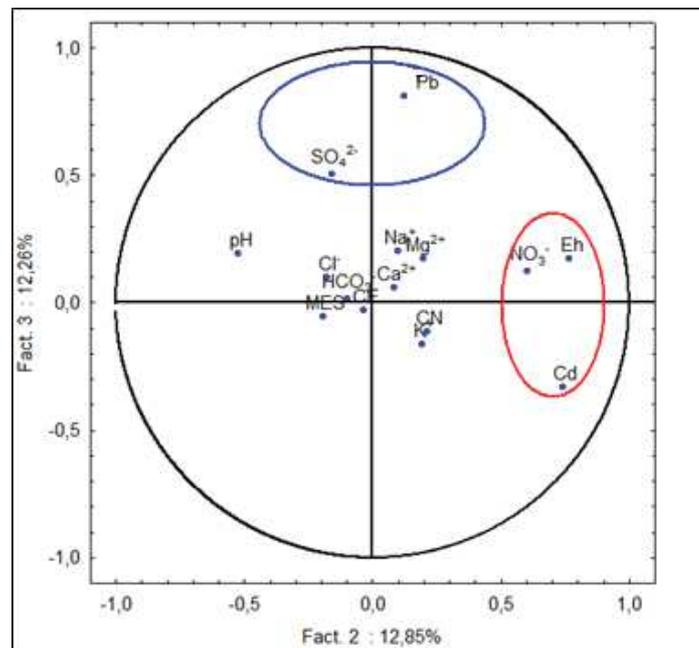


Figure 4-15 : Espace des variables du plan factoriel F2 – F3

À l'instar des eaux souterraines l'ACP réalisée a permis de mettre en évidence deux phénomènes : le processus de minéralisation liée au temps de contact eau-roche et le phénomène d'origine anthropique notamment l'activité minière qui a eu lieu dans la zone d'une part et l'activité agricole d'autre part.

En complément de l'ACP, une classification ascendante hiérarchique a été réalisée afin de regrouper les eaux échantillonnées selon leur niveau de corrélation.

L'analyse du dendrogramme (Figure 4-16) obtenue par la CAH montre que les eaux de surface étudiées présentent des similarités. Ainsi, trois groupes sont mis en évidence à la distance d'agrégation 40 :

- les eaux très riches en métaux : cette classe comprend un seul point d'eau. Il s'agit de l'échantillon 2 qui représente l'eau de l'ancien bassin de cyanuration qui serait

chargée en métaux du fait de la dissolution provoquée par l'arrosage du minerai par le cyanure ;

- les eaux riches en métaux : ce sont les eaux des anciennes fosses de l'exploitation minière. Elles sont caractérisées par les échantillons 1 et 3 ;
- les eaux pauvres en métaux : elles sont représentées par les eaux des rivières Ehania et Noé (échantillons 4, 5, 6 et 7). Ces eaux sont dites pauvres comparativement aux eaux des fosses et du bassin de cyanuration sinon elles contiennent des teneurs dépassant les normes notamment en cadmium et en cyanure.

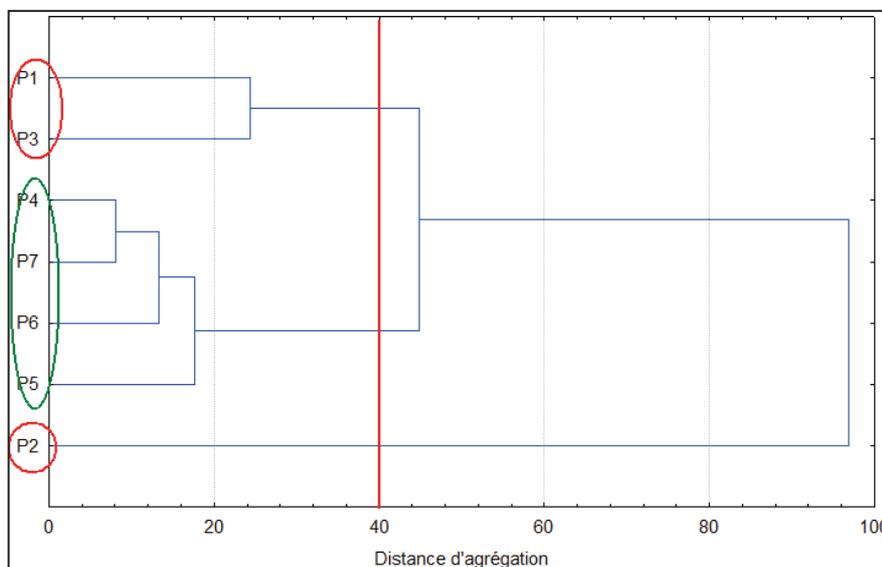


Figure 4-16 : Différentes classes des eaux de surface selon la classification ascendante hiérarchique (CAH)

4.1.3. Évaluation de l'indice de qualité des eaux (WQI)

La qualité des eaux a été étudiée à partir de l'évaluation de l'indice de qualité. Cet indice a été calculé pour les deux types d'eau (eaux souterraines et eaux de surface). Cependant, les résultats des eaux de surface et ceux de la qualité des sols/sédiments ont fait l'objet d'une publication parue dans le journal *International Journal of Environmental Science and Development*. Ainsi, seuls les résultats relatifs aux eaux souterraines seront présentés dans cette section. Les résultats des eaux de surface seront présentés dans la section (4-1-4) portant sur l'étude de la qualité des sols/sédiments sous la forme de l'article.

La qualité des eaux souterraines de la zone d'étude a été évaluée sur la base plusieurs paramètres (pH, CE, turbidité, nitrates, chlorures, sulfates, calcium, magnésium, sodium, plomb, cyanure et cadmium). Les valeurs de WQI obtenues dans cette étude varient de 78,94 à 573,65 (Tableau 4-7). L'analyse des résultats montrent que la qualité des eaux étudiées varie de bonne à impropre à la boisson. La Figure 4-17 illustre la répartition des classes d'eau. Les eaux de bonne qualité ($50 < WQI < 100$) représentent 35,7% des eaux étudiées et sont exclusivement caractérisées par les eaux de forage. Les classes médiocre ($100 < WQI < 200$) et mauvaise qualité ($200 < WQI < 300$) correspondent chacune à 14,3% de l'ensemble des eaux étudiées et sont pour la plupart des eaux de puits à l'exception de deux cas. Le forage 1 à Kotoka et le forage 1 d'Affiénou qui ont respectivement des valeurs de WQI de 268,89 et 392,28. Ces valeurs élevées sont surtout dues à la turbidité de ces eaux et de leurs fortes concentrations en Cd. Les eaux impropres représentent 35,7% et sont caractérisées par les eaux de puits avec de fortes valeurs de turbidités et de Cd.

Tableau 4-7 : Résultats du calcul des indices de qualité des eaux souterraines

Site d'échantillonnage	Indice de qualité (WQI)
Toliesso Forage 1	83,49
Toliesso Forage 2	84,85
Kotoka Forage 1	268,89
Kotoka Forage 2	78,92
Affiénou Forage 1	392,28
Dadiesso Forage 1	106,2
Dadiesso Forage 2	99,11
Niameliessa Forage 1	92,9
Campement Mine	573,65
Kouamékro Puits	469,13
Kouakro Puits 1	154,86
Kouakro Puits 2	377,07
M'gbasso Puits	378,52
Affiénou Puits	239,35

Ainsi, plus de la moitié (64,3%) des eaux étudiées ont un indice WQI supérieur à 100 qui représente la limite supérieure des eaux de bonne qualité. Les paramètres qui ont le plus influencé la qualité de l'eau sont la turbidité et le cadmium.

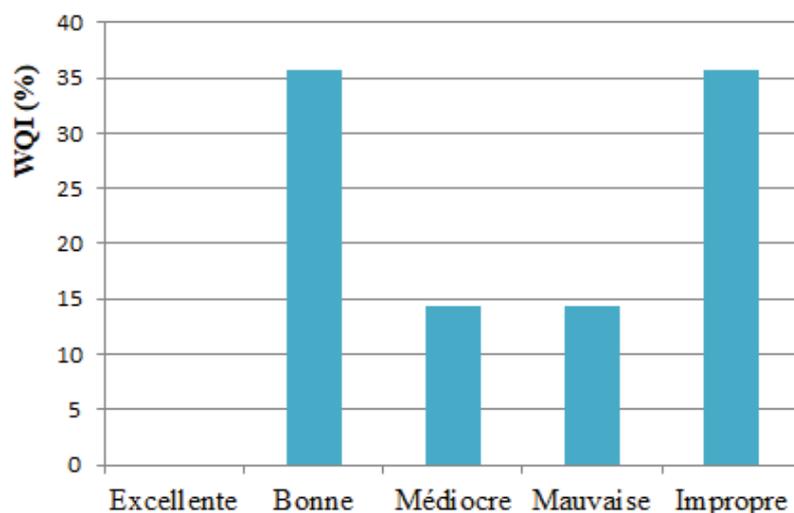


Figure 4-17 : Pourcentage des différentes classes de qualité des eaux souterraines

4.1.4. Évaluation de la qualité des sols et des sédiments de la zone d'étude

Cette section a été présentée à la « 8th International Conference on Environmental Engineering Applications : ICEEA 2017 » à Rome, Italie du 18 au 20 Juillet 2017. Ces résultats ont ensuite fait l'objet d'une publication scientifique que nous présentons. Reference: Impact of an Abandoned Mine on Surrounding Soils, Surface Water and Stream Sediment: Case of SOMIAF Gold Mine, Côte d'Ivoire. *International Journal of Environmental Science and Development*, Vol. 8, No. 9, September 2017 (résumé dans l'Annexe D2).

Impact of an Abandoned Mine on Surrounding Soils, Surface Water and Stream Sediment: Case of SOMIAF Gold Mine, Côte d'Ivoire

Kouadio Assemien François Yao, David Salze, Miguel Lopez-Ferber, Théophile Lasm, and
Olivier Belcourt

Abstract— The old gold mine of Somiaf in Afema district (Southern of Côte d'Ivoire) ceased operating in 1998 without real site rehabilitation. In 2016, geochemical analyses of the soils, stream sediments and hydrochemical characterization of waters of the surrounding area were carried out to assess the environmental impact of this mining site.

The chemical analyses of surface water revealed that almost all the studied water are of poor quality based on the water quality index (WQI). On soils and stream sediments samples the chemical analyses showed Cd, Pb and As pollution. While soil contamination by Pb may be due to mining activity as shown in the water case, Cd and As seems to be coming from agricultural activities due to the widespread contamination. This study allowed us to get an overall view of the state of the environment after the end of the mining activity with the focus on the state of the quality of water consumed by the populations. A more detailed study must be carried out in order to accurately characterize the origin of the metal pollution in the waters.

I. INTRODUCTION

Mining operations like most human activities (agriculture, the production of residential and industrial wastes and urban wastewater) result in the discharge of dissolved and particulate metals into surrounding soils, rivers and stream sediment which can have a significant impact on the sustainability of water resources (Othmani et al., 2015). Mining activities are often regarded as a major source of contaminant metals in environment (Audry et al, 2005; Monteiro et al., 2012; Omanović et al., 2015; Othmani et al., 2015). Nowadays the mining sector reputation is founded on past examples of environmental degradation and impact on human health (Durucan et al., 2006). As a result mining operations are increasingly being challenged by local populations and environmental protection organizations.

However extraction of minerals, base and precious metals is essential to everyday life, making up numerous products we all use. They are also vital raw materials in a large number of industries, including ceramics, construction, drugs, electronics, glass, automotive and electricity (Azapagic, 2004). The mining industry creates also employment and wealth. For

these reasons many mining projects have been conducted in recent decades, mainly in African countries.

The SOMIAF (Société des Mines d’Afema) gold mining operations were carried out from 1992 to 1998 in the Afema district, located in the Sud-Comoé Region of Southern Côte d’Ivoire. In 1998 the mine was abandoned without real remediation work. As a result the pits that had been opened are currently flooded by water flowing from the mining area.

These waters and others withdrawn in the rivers serve to feed the populations who are not aware of the risk of poisoning incurred. Based on the hydrochemical of surface water and geochemical (sediment/soil) characterization, the aim of this study is to evaluate (1) the impact of the abandoned mine on surface water resources, sediments and surrounding soils, and (2) the extent of contamination and/or pollution.

II. MATERIALS AND METHODS

A. Study Area

The sector of Afema, located south-Est of Côte d’Ivoire (Figure 1) is characterised by sub-equatorial climate type which is locally called “climat attiéen”. In this region, four seasons of unequal length exist: (a) a great rainy season from April to July, (b) a small dry season from August to September, (c) a small rainy season from October to November and (d) a great dry season from December to March. The temperature varies between 21°C and 33°C with annual average of 26°C. The annual pluviometry varies between 1400 and 2500 mm, and during the great rainy season periods of river floods are frequent (Assié, 2008).

From a geological perspective, the Afema sector belongs to the Proterozoic domain of Côte d’Ivoire. The formations encountered are grouped into two main sets: metavolcanic rocks and metasediments. For details on geology of the sector, readers are referred to (Milessi *et al.*, 1989; Assié, 2008; Dibi, 2008; Yao *et al.*, 2016). The contact zone of these geological formations represents the shear zone, oriented NE-SW (Assié, 2008).

B. Methods

To assess the potential pollution of soils, sediment and surface water by the former gold mine in Afema zone, the study is concerned with:

- The geochemical characterization of sediment and surrounding soils of the Somiaf mine area;

- The hydrochemical characterization of surface water comprising mine water and other surface waters positioned downstream and upstream of the abandoned mine.

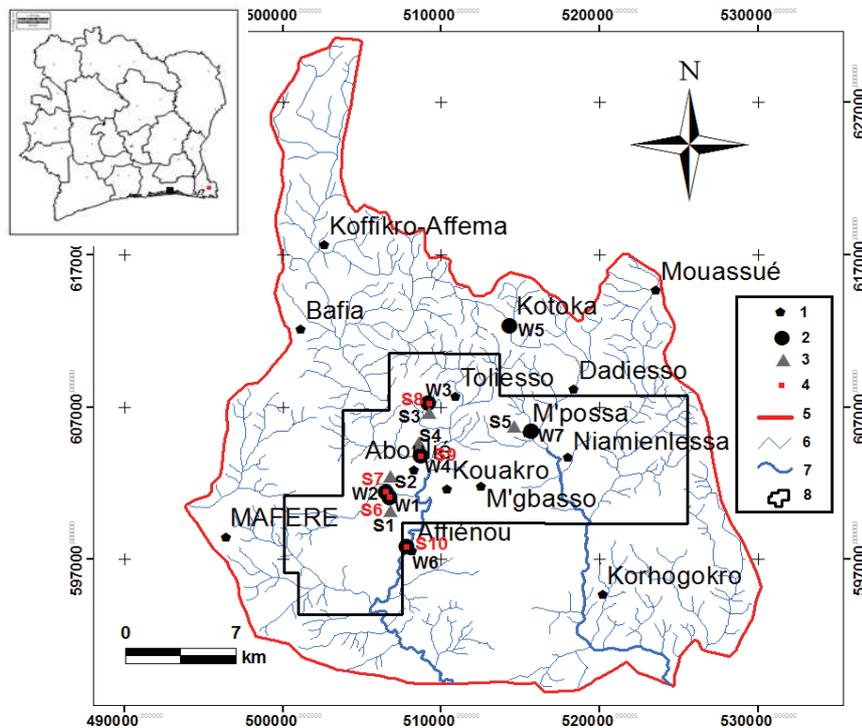


Fig.1. Location of the study area: 1- Village; 2- Surface water sample; 3-Soil samples; 4- Sediment samples; 5- Study area boundary; 6-Non-perennial watercourses; 7- Main watercourses; 8- Operating license boundary.

C. Sampling of Soils Sediments and Water

Samples of soils, sediments and water were collected in February 2016. Five samples of soils referenced S1 to S5 were taken. Three samples were obtained in the immediate area of the mine and two others outside of this area. Samples were taken down to a depth of 10 cm and packed in polyethylene (PE) bags. Surface water quality study concerned with 7 collection points. One sample was taken in each of the two main pits and one in the former leaching pond. The remaining samples were collected upstream and downstream of Ehania and Noé watercourses (Figure 1). In addition, for each of these surface waters, stream sediment was collected. Field analyses on these waters concerned parameters such as T, pH, Eh and EC turbidity, and major ions. Elements such as Cd, As, Cr, and Pb were also targeted in this study. Samples for metal analyses were acidified with HNO₃ while those for ions analyses were not. Each of the two types of samples was collected in PE bottles. For solids samples

(soils and stream sediments), analyses concerned Cd, As, Cr, and Pb. Parameters: pH, CE, and Eh were also investigated in soils.

Chemical analyses were carried out at the laboratory of the Centre Ivoirien Anti-Pollution (CIAPOL). In soils and sediments, measurements were performed after sample drying, grinding and digestion with a HNO₃–HCl–HF acid mixture according to the methodology proposed by (UNEP/IAEA, 1985). Quantification was performed on an atomic absorption spectrophotometer (AAS). The surface water samples were analyzed on a Hach DR6000 spectrophotometer.

D. Assessment of Potential Environmental Risk

In order to evaluate the quality of soils a significant number of indicators were developed (Hakanson, 1980; Guillén et al., 2012; García-Lorenzo, 2014). In this study the assessment of soils and sediments contamination level was performed by the quantification of the contamination factor (CF) and the pollution load index (PLI).

For each soil/sediment sample and each heavy metal the CF has been calculated as the ratio between the metal concentrations with its background values as expressed by (Equation 1).

$$CF = \frac{C_{\text{metal}}}{C_{\text{Background}}} \quad [1]$$

CF < 1 indicates low contamination; 1 < CF < 3 is moderate contamination; 3 < CF < 6 is considerable contamination and CF > 6 is very high contamination (Hakanson, 1980).

For the entire sampling site, PLI has been determined as the nth root of the product of the n CF as indicate in (Equation 2):

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n} \quad [2]$$

The background concentrations of metal (of interest) in soil/sediments come usually from samples taken in the same or close areas, where there was no anthropogenic input.

However in the Afema area in addition to mining activity, agricultural activity is strongly practiced. Therefore, it was impossible to find soils not subject to human influence.

Accordingly, background values were assumed equal to the element concentrations (in ppm) in the Upper Continental Crust (Wedepohl, 1995).

To estimate the pollution level of the surface water of Afema, World Health Organization (WHO) Standards for waters were adopted. Then the quality index (WQI) was performed for each samples. It is defined as an estimate of water quality based on the influence of several

parameters (Ramakrishnaiah et al., 2009). More information about WQI calculus principles can be found in [16]. The calculation is based on the suitability of given water for human consumption. $WQI < 50$ indicates excellent quality; $50 < WQI < 100$ is good quality; $100 < WQI < 200$ poor water; $200 < WQI < 300$ is very poor water and $WQI > 300$ is water unsuitable for drinking.

III. RESULTS AND DISCUSSION

A. Physicochemical Parameters and Metal Concentration

All soil samples presented an acidic pH regardless of their origin - in the immediate mining area or outside (Table I). The pH average value is 5 and indicates a relatively low acidity. These soil samples showed electrical conductivity values between 25.6 and 57.9 $\mu\text{s}/\text{cm}$. In contrast, sediment samples showed near-neutral pH (6.7-6.9) and EC values of freshwater sediment are almost normal ($CE < 1000 \mu\text{s}/\text{cm}$).

Heavy metal contents show a variation of the average concentrations in soils in the following ascending order: $\text{As} < \text{Cr} < \text{Cd} < \text{Pb}$.

The studied soils are rich in Pb with an average of 58.2 mg/kg. Conversely, they have relatively low concentrations of As with an average of 2.1 mg/kg. In the sediments analyzed, we also observed high concentrations of Pb (65 mg/kg) followed by Cd (20 mg/kg), Cr (5.4 mg/kg) and As which is less abundant with 3.8 mg/kg average concentration (Figure 2).

B. Intensity of Heavy Metal Pollution

The contamination factor (CF) and the pollution load index (PLI) are showed in Table II. CF values for Cd are very high in all samples both in soils and in sediments. For Pb, the lower CF value (0.83) was obtained in sample S2 from soil collected near the pond of the former leaching basin. The same is true (0.90) for the CF obtained in the sediments of this pond.

Soils S1, S4 and S5 have high values of CF for Pb ($3 < \text{CF} < 6$). S4 and S5 correspond to the soil sampled a little farther from the immediate area of the old mine. The contamination of these soils by Pb would suggest a non-mining origin. However, S1 which was taken close to the Anuri pit reveals a CF of 5.87. In addition, the CF values quantified in the sediment from this pit (S6) and those of the Junction pit (S8) indicate a high Pb contamination.

Table I: Cadmium, Lead, Chromium, and Arsenic concentrations and pH, EC in soils and sediments of Afema area

Samples	pH	EC ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	As (mg/kg)	
S1	4.9	44.7	16.2	99.8	11.7	1.6	
S2	5.1	47.7	16.3	14.2	3.7	2.3	
S3	5.1	25.6	8.7	32.3	2.0	1.8	
S4	5.0	29.5	29.7	59.7	5.3	2.5	
Soils	S5	5.1	57.9	19.3	84.8	2.0	2.3
	Min	4.9	25.6	8.7	14.2	2.0	1.6
	Max	5.1	57.9	29.7	99.8	11.7	2.5
	Av	5.0	41.1	18.0	58.2	4.9	2.1
S6	6.8	74.7	18.3	80.1	12.5	2.0	
S7	6.9	58.8	14.3	15.3	1.8	1.3	
S8	6.8	35.4	23.7	98.8	6.2	4.3	
S9	6.7	150.3	16.2	74.7	3.8	5.1	
Sediments	S10	6.7	143.3	27.7	56.2	2.7	6.3
	Min	6.7	35.4	14.3	15.3	1.8	1.3
	Max	6.8	150.3	27.7	98.8	12.5	6.3
	Av	6.7	92.5	20.0	65.0	5.4	3.8

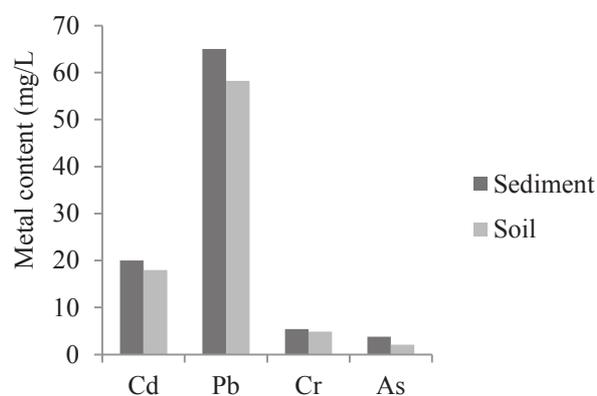


Figure 2: Average metal content in soils and sediments of Afema area

Except for S2 (soil close to the leaching basin) and S7 (sediment in the leaching pond), there is a generalized contamination in Pb. In the case of Cr, all CF values are less than 1 in soils and sediments. For As, CF values indicate low to medium contamination. Soils contamination is lower than sediment contamination.

The pollution load index was calculated to evaluate the degree of contamination. The results of PLI for the selected elements confirm anthropogenic action in the area since all values are >1. These results show that soil from the immediate area of mining are relatively less polluted than those collected on sites somewhat distant from this area. For sediments, this variation in pollution seems to be reversed. It is more pronounced in the sediments of the mining pits (S6 and S8) than in the river sediments (S9 and S10). This could be explained by the fact that these reservoirs are larger than rivers and constitute run-off points. This is justified by the low PLI value (1.42) in sediments of the former leaching basin which is very small in extent.

The results obtained also strongly depend on the background values used in the study. The average concentrations in the UCC remain very general and may not correspond to the actual context of studied area. Thus, the values obtained may be either undervalued or overvalued. In the case of an overvaluation this would not constitute a real problem (from a health point of view) because the present results already reveal pollution. However, in the case of undervaluation, this would be detrimental to the health of local populations because the health risk associated with the use of the soil (consumption of plants) and the consumption of water would have been underestimated.

Table II: Contamination Factors and Pollution Load Index in soils and sediments of Afema area

Samples	CF				PLI	
	Cd	Pb	Cr	As		
Soils	S1	161.67	5.87	0.33	0.79	3.96
	S2	163.3	0.83	0.10	1.16	1.99
	S3	86.67	1.90	0.06	0.91	1.73
	S4	296.7	3.51	0.15	1.26	3.74
	S5	193.33	4.991	0.06	1.15	2.85
Sediments	S6	182.5	4.711	0.36	1.02	4.21
	S7	143.33	0.90	0.05	0.63	1.42
	S8	236.7	5.81	0.18	2.16	4.81

S9	161.7	4.39	0.11	2.57	3.76
S10	276.7	3.30	0.08	3.16	3.9
*Upper Continental Crust (UCC)					
	0.10	17	35	2	

C. Assessment of Surface Water Quality

The pH values of the studied water range from 6.2 to 7.1. Curiously the waters of the old pits (W1, W2 and W3) are closer to neutrality than those of rivers (W4, W5, W6, and W7). These values are respectively 7.0, 6.8, 7.1, 6.5, 6.8, 6.2 and 6.4. The EC of these waters is low and oscillates between 19.6 (W3: Junction pit) and 58.85 (W7: Noé River at Kotoka). These low conductivity value reflect low water mineralization as evidenced by major ion concentrations (Figure 3A). Indeed, the concentrations of major ions are low for all waters. Only bicarbonate ions stand out a bit of the set with higher values in the waters of rivers over the waters from mining pits.

For the trace metal content, analyses do not indicate the presence of As, Cr, and Hg in the waters, while Cd and CN were found in all waters (except W5 for CN) and Pb in the Anuiri pit and leach basin (Figure 3B). The presence of Pb only in mine waters with high values shows that it's due the mining activities. The obtained values fall far beyond those recommended by WHO (0.01 mg/L). It is the same to the CN with the highest values are obtained in these waters but nevertheless remain below the WHO standard (0.05 mg/L). Furthermore, the Cd concentrations are all above the tolerance limit (0.003 mg/L).

Thus the contamination of water by the Cd could originate either from agricultural activities that use phosphate fertilizers, or from domestic waste.

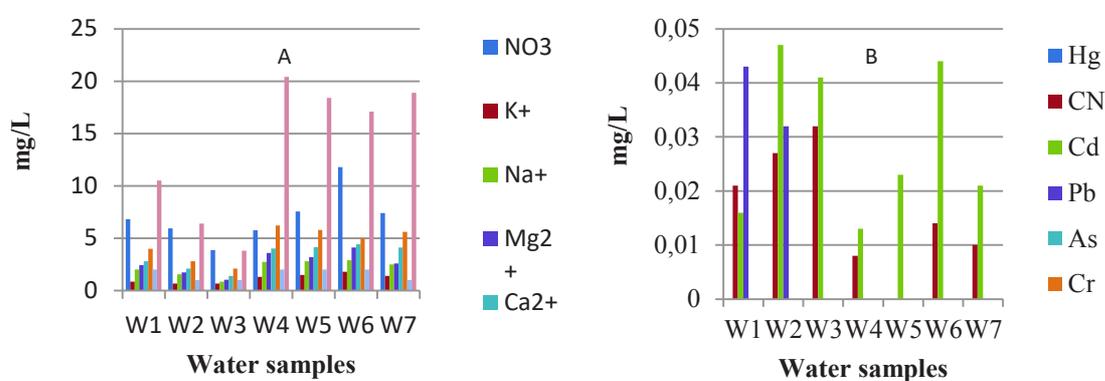


Figure 3: Chemical composition of water samples: (A) Ions content, (B) Metal content

Last, the WQI was evaluated to determine water quality. The WQI results show that most of the waters are of poor quality (Figure 4). Only W4 (Ehania river at Aboulié) has a WQI of less than 100 (i.e. good quality). The highest value is obtained at W2 (leaching basin). Also, the waters of the Ehania and Noé rivers and the Anuiri pit are of poor quality ($100 < \text{WQI} < 200$) and yet they are consumed by the populations.

Based on these results, we suggest recommendations to improve environmental conditions and water quality:

- Stopping the consumption of polluted water,
- Stopping or reducing the use of fertilizers in agricultural practices,
- Rehabilitation of the former mine site to prevent the flow of polluted water,
- Involvement of authorities (local/national) for taking a firm decision to fight against pollution.

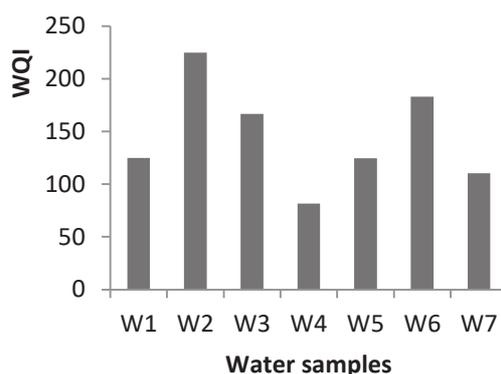


Figure 4: Water Quality Index of surface water

IV. CONCLUSION

After this study, it should be noted that soils and sediment in the study area are contaminated with Cd, Pb and As. This contamination is expressed by high contamination factor and PLI values. These results reflect an enrichment of elements of anthropic origin in comparison with average levels in the UCC. Pb enrichment would be linked to mining activity whereas Cd and As would be derived from other human activities such as agriculture.

The study also revealed that, like the waters in the old mining works (pits and leach basin), Noé River waters are of poor quality. While it is true that the pollution of the water in the pits is due to the mining, the origin of river pollution is not clear. It could come from agricultural

activity or from domestic waste. More detailed studies of water and types of fertilizer used in the area will substantiate these presumptions.

In the meantime, it is evident that these waters are not suitable for human consumption. Their consumption without prior treatment exposes the population to health risks.

ACKNOWLEDGMENT

We would like to thank very sincerely Professor Ahoussi Kouassi Ernest and Professor Yao Koffi Blaise of the Earth Sciences and Mineral Resources Department, University Felix Houphouët Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire for their assistance during the field survey. We would also like to express our gratitude for all reviewers of this work.

REFERENCES

- [1] M. A. Othmani, F. Souissi, E. F. Silva, and A. Coynel, "Geochemistry and potential environmental impact of the mine tailings at Rosh Pinah, southern Namibia," *Journal of African Earth Sciences*, vol. 111, pp. 231-243, July 2015.
- [2] S. Audry, B. Blanc, J. Schäfer, F. Guérin, M. Masson, and S. Robert, "Budgets of Mn, Cd and Cu in the macrotidal Gironde estuary (SW France)," *Mar. Chem.*, vol. 107, pp. 433-448, December 2007.
- [3] D. Omanović, I. Pižeta, P. Vukosav, E. Kovács, S. Frančković-Bilinski, and J. Tamás, "Assessing element distribution and speciation in a stream at abandoned Pb-Zn mining site by combining classical, in-situ DGT and modelling approaches," *Sci. Total Environ.*, vol. 511, pp. 423-434, April 2015.
- [4] F. F. Monteiro, R. C. Cordeiro, R. E. Santelli, W. Machado, H. Evangelista, L. S. Villar, L. C. A. Viana, and E. D. Bidone, "Sedimentary geochemical record of historical anthropogenic activities affecting Guanabara Bay (Brazil) environmental quality," *Environ. Earth Sci.*, vol. 65, pp. 1661-1669, March 2012.
- [5] S. Durucan, A. Korre, and G. Munoz-Melendez, "Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry," *Journal of Cleaner Production*, vol. 14, pp. 1057-1070, May 2006.
- [6] A. Azapagic, "Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry," *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, pp. 639- 662, May 2004.

- [7] K. E. Assié, “Lode gold mineralization in the Paleoproterozoic (Birimian) volcano-sedimentary sequence of Afema gold district, southeastern Côte d'Ivoire,” PhD. dissertation, Technical University of Clausthal, Germany, 2008.
- [8] J. P. Milessi et al., “Les minéralisations aurifères de l'Afrique de l'Ouest: leurs relations avec l'évolution lithostructurale au Protérozoïque inférieur,” *Chronique de la Recherche Minière*, vol. 497, pp. 3-98 1989.
- [9] B. Dibi, “Cartographie des sites potentiels d'implantation des points d'eau dans le département d'Aboisso (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) : apport du SIG et de l'analyse multicritère,” PhD. dissertation, Dept. Earth Science and Mineral resources, Cocody Univ., Côte d'Ivoire, 2008.
- [10] K. A. F. Yao et al., “Mapping of the vulnerability to pollution of aquifers in a mining area: Afema gold mine case (South-eastern Côte d'Ivoire),” *International Journal of Innovation and Applied Studies*, vol. 17, no. 2, pp. 682- 697, July 2016.
- [11] UNEP/IAEA, “Determination of total lead in marine sediments by flameless atomic absorption spectrophotometry,” *Reference Methods for Marine Pollution Studies*, vol. 34, pp. 1-9, 1985.
- [12] L. Hakanson, “Ecological risk index for aquatic pollution control, A sedimentological approach,” *Water Res*, vol. 14, pp. 975–1001, 1980.
- [13] M. T. Guillén et al., “Heavy metals fractionation and multivariate statistical techniques to evaluate the environmental risk in soils of Huelva Township (SW Iberian Peninsula),” *J. Geochem. Explor*, vol. 119-120, pp. 32- 43, 2012.
- [14] M. L. Garcí-Lorenzo, C. Pérez-Sirvent, J. Molina-Ruiz, and M. J. Martínez-Sánchez, “Mobility indices for the assessment of metal contamination in soils affected by old mining activities,” *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 147, pp. 117-129, 2014.
- [15] K. H. Wedepohl, “The composition of the continental crust,” *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, pp. 1217-1232, vol. 7, 1995.
- [16] C. R. Ramakrishnaiah, C. Sadashivaiah, and G. Ranganna, “Assessment of water quality index for the groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India,” *E-Journal of Chemistry*, vol. 6, pp. 523-530, 2009.

4.1.5. Discussion

Paramètres physico-chimiques et ions majeurs

Les eaux souterraines de la région d'étude sont dans l'ensemble faiblement minéralisées (point de vue hydrogéologique). La minéralisation totale est inférieure à 500 mg.L^{-1} . Cette minéralisation est caractéristique des eaux du socle de la Côte d'Ivoire ($MT \leq 1000 \text{ mg.L}^{-1}$) comme l'ont montré plusieurs auteurs (Lasm et *al.*, 2008 ; Adiaffi et *al.*, 2009 ; De Lasme, 2013). D'un point de vue physico-chimique, les eaux souterraines étudiées respectent toutes les normes de potabilité de l'eau destinée à la consommation humaine à l'exception de la turbidité. Ces valeurs de turbidité sont par endroits très élevées comme c'est le cas de F1 à Kotoka (20 NTU) et Affiénou (38 NTU) pour les forages et surtout pour la majorité des puits en raison de leur faible profondeur.

La température moyenne des eaux, estimée à 26° est caractéristique des eaux de l'Afrique de l'Ouest sous climat équatorial humide à forte précipitation (Savadogo, 1984) comme c'est le cas de la zone d'étude. 21% des eaux étudiées sont acides ($\text{pH} < 6$). Ces eaux sont en grande majorité des eaux de puits captant les altérites. Cette acidité est principalement liée à la production de CO_2 dans les couches superficielles du sol sous l'action de l'activité biologique. Des résultats analogues ont été obtenus dans d'autres régions de socle en Côte d'Ivoire (Biémi, 1992; Soro, 2002; Oga, 1998; Savané, 1997; Lasm et *al.*, 2008). En ce qui concerne les ions majeurs, ils sont tous à des teneurs en dessous des normes admises par l'OMS pour les eaux de consommation humaine. Bien que le calcium (Ca^{2+}) soit le plus dominant, les teneurs observées restent inférieures à la valeur limite proposée par l'OMS (75 mg.L^{-1}). Ces cations se seraient libérés dans l'eau par les minéraux tels que l'épidote, le chlorite et les feldspaths (albite en particulier) qui composent les roches de la zone d'étude. Ces roches sont essentiellement constituées de métaarénites, métagrauwacke, metabasaltes (Assié, 2008). Les faibles teneurs en potassium ont été révélées par plusieurs auteurs dans les aquifères du socle ivoirien (Adiaffi, 2008 ; Ahoussi, 2008 ; De Lasme, 2013). Savadogo (1984) a montré que ces faibles teneurs sont dues au fait que le potassium peut non seulement être absorbé par les plantes mais aussi intervient dans la composition des minéraux néoformés comme indiqué par Soro (1987).

De plus, pour White et *al.* (1999) le potassium est principalement libéré par les feldspaths alcalins et surtout la biotite. Pour ces auteurs, la quantité de potassium libérée dans les eaux est faible du fait du temps d'altération très court.

A l'instar des autres régions du Sud de la Côte d'Ivoire, les bicarbonates (HCO_3^-) et les chlorures (Cl^-) constituent les anions dominants des eaux étudiées. Les fortes teneurs en bicarbonates proviendraient du couvert végétal. En effet, la région étant une zone de forêt dense sempervirente et ombrophile (Adiaffi, 2008 ; Ahoussi, 2008) disposant encore d'un important tapis végétal, c'est vraisemblablement au cours de l'infiltration en profondeur des eaux de pluie dans ces terrains que l'eau chargée de CO_2 va dissoudre les formations et s'enrichir en bicarbonates (Ahoussi, 2008). La principale source de production des ions chlorures dans les eaux souterraines reste les eaux de pluie. Cependant, pour les eaux de puits, une origine anthropique est fort possible du fait du positionnement parfois trop rapproché de ces ouvrages des fosses septiques villageoises. En effet, selon Messaoud (1987) cité par Ahoussi (2008), on peut également considérer une teneur élevée en Cl^- , comme un indice de pollution de contamination fécale, animale ou humaine. L'urine humaine contient en effet en moyenne 11 g.L^{-1} de NaCl .

Qualités des eaux par rapport aux éléments toxiques

Pour ce qui concerne les éléments toxiques, les résultats d'analyse ont montré que l'arsenic et le chrome et le mercure ne sont pas présents dans les eaux étudiées. De prime abord, ces résultats peuvent paraître en contradiction avec le contexte géologique de la zone échantillonnée. En effet, l'étude minéralogique réalisée par Assié (2008) a montré la présence de sulfures tels que l'arsénopyrite (FeAsS) et la pyrite (FeS_2). Ainsi, on pourrait soupçonner la présence de l'arsenic dans les eaux souterraines de la région. Cependant la dissolution des minéraux dans les roches est un processus lent dépendant du temps de contact de l'eau avec les minéraux, la vitesse de circulation de l'eau. En outre, l'ACP réalisée a montré que les eaux étudiées sont caractérisées par une minéralisation relativement rapide. Le temps de séjour des eaux dans les aquifères étant court, le processus d'altération et d'hydrolyse des minéraux est alors limité. Cela n'a probablement pas permis la libération de l'Arsenic dans l'eau.

Tout comme l'Arsenic et le chrome, le mercure (Hg) et le Cyanure (CN) n'ont pu être détectés dans les eaux des forages. Ces résultats d'analyse témoignent ainsi d'une origine superficielle pour les quelques valeurs observées dans les eaux de puits. En effet, les analyses ont révélé la présence du cyanure dans les eaux de puits mais en quantité faible. Ces teneurs relativement faibles dans ces aquifères d'altérites semblent normales selon Lions et *al.* (2009) pour qui la présence de métaux lourds dans les sables est connue. Il en est de même pour le plomb. Cependant pour ce métal, une valeur $0,057 \text{ mg.L}^{-1}$ dépassant la limite autorisée ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$) a été obtenue dans le puits de Kouamékro. L'origine naturelle du plomb peut être liée

au fait que ce métal se substitue principalement au potassium, au strontium et au baryum. Ainsi on peut le trouver en trace dans des minéraux potassiques tels que les feldspaths ou les micas (Lions et *al.*, 2009). Cependant, pour ces auteurs des fortes concentrations en plomb d'origine naturelle sont très rares même dans des contextes géologiques favorables car il s'agit d'un élément peu soluble, facilement adsorbable sur les argiles, les hydro (oxydes) et la matière organique et qui peut précipiter facilement sous forme de carbonates ou de phosphates. Cela est d'autant plus vrai que le puits de Kouamékro est très récent. Cette forte concentration en plomb serait alors d'origine anthropique notamment le lessivage des déchets domestiques.

Les résultats les plus alarmants concernent le cadmium, un métal très toxique qui pourtant a été observé aussi bien dans les eaux de puits que dans les eaux de forage avec des teneurs au-delà de la limite admise pour les eaux de consommation humaine ($0,003 \text{ mg.L}^{-1}$). Ces fortes teneurs proviendraient de l'activité anthropique. En effet, selon Lions et *al.* (2009) la présence du cadmium d'origine naturelle dans les eaux est rarement voire jamais observée. En Guyane, cela a été confirmé par l'absence de cet élément dans les forages de la zone de socle. Ainsi, une origine anthropique, notamment agricole des éléments traces et en particulier du cadmium semble évidente d'autant plus que la région constitue une importante zone agricole avec l'emploi d'engrais phosphaté qui constituent de véritables sources d'apport de Cd dans l'environnement (Jiao et *al.*, 2012). De plus, Tohouiri, (2017) a montré que les fortes teneurs de Cd dans les eaux souterraines de la région de Grand-Bassam (au Sud-Est de la zone d'étude) sont d'origines agricoles.

En somme pour les eaux souterraines étudiées, seuls le Cd et la turbidité présentent de valeurs dépassant les directives OMS. Ainsi, ces fortes valeurs influencent la qualité globale des eaux étudiées comme l'attestent les résultats du WQI. Cependant, ces résultats sont à prendre avec mesure car ils correspondent à une seule campagne d'échantillonnage et à un nombre relativement faible d'échantillons (14). Une seconde campagne notamment en période pluvieuse aurait pu permettre de bien comprendre les phénomènes de minéralisation et aurait certainement changé les conclusions sur la qualité des eaux en particulier en ce qui concerne la turbidité. En effet, les valeurs élevées de turbidité peuvent aussi s'expliquer par la période d'échantillonnage qui correspond à la période de basses eaux.

4.2. Vulnérabilité intrinsèque des aquifères de la zone d'afema par la méthode DRASTIC

4.2.1. Cartographie de la fracturation et perméabilité induite

○ Réseau linéaire de la zone d'afema

Les différentes techniques de traitement des images satellites ont conduit à la cartographie du réseau de linéaments de la zone d'afema (Figure 4-18). La carte du réseau de linéaments comporte de nombreuses discontinuités, environ 1219 linéaments, dont la taille varie de 190 m à 15,22 km. Ces tailles s'échelonnent sur deux ordres de grandeur. La densité du réseau est variable d'un secteur à un autre. En effet, elle est importante à l'ouest que dans les autres parties de la zone d'étude.

La rosace directionnelle du réseau de linéaments illustrée à la Figure 4-19 montre qu'aucune direction ne dépasse les 10% en fréquence aussi bien pour la distribution en nombre que pour celle en longueurs cumulées de linéaments.

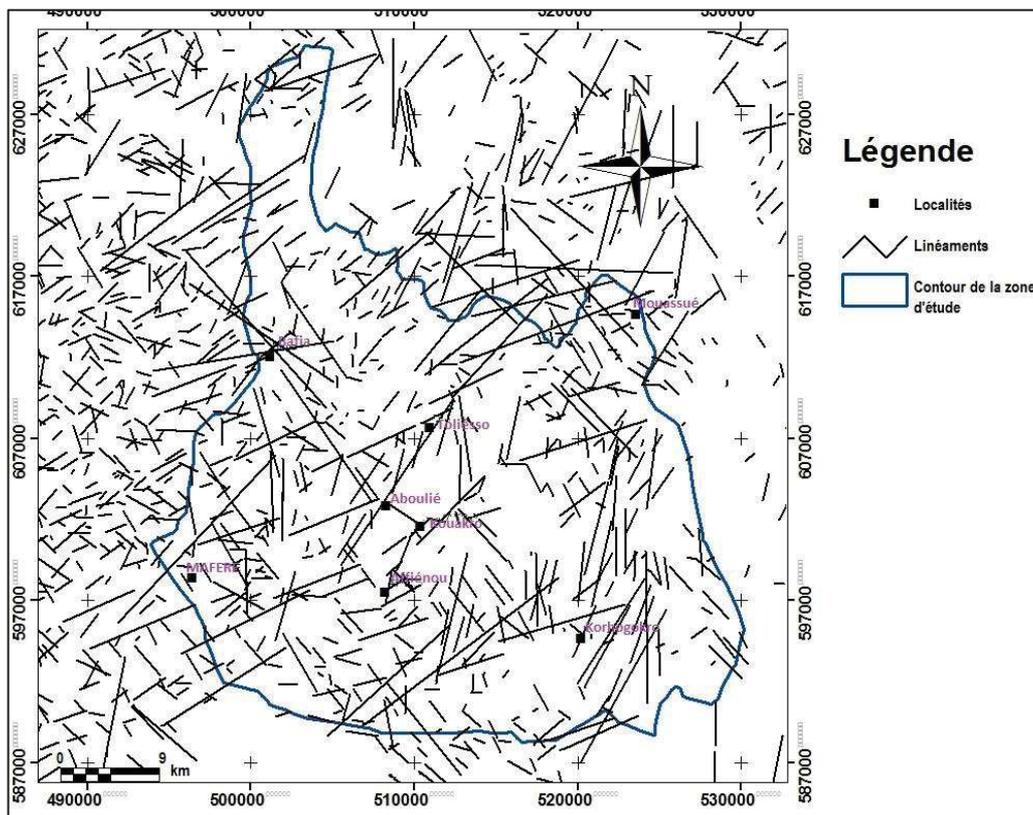


Figure 4-18 : Carte linéaire de la zone d'afema

Ces résultats indiquent une homogénéité du réseau linéaire (2 à 6% et 1 à 6% respectivement pour la distribution en nombre et en longueurs cumulées de linéaments).

Cependant, certaines directions se démarquent de l'ensemble avec des fréquences notamment en nombre oscillant entre 6 et 10% qui constituent les familles dominantes. Il s'agit des directions N0-10, N20-30, N30-40, N40-50, N50-60 et N60-70.

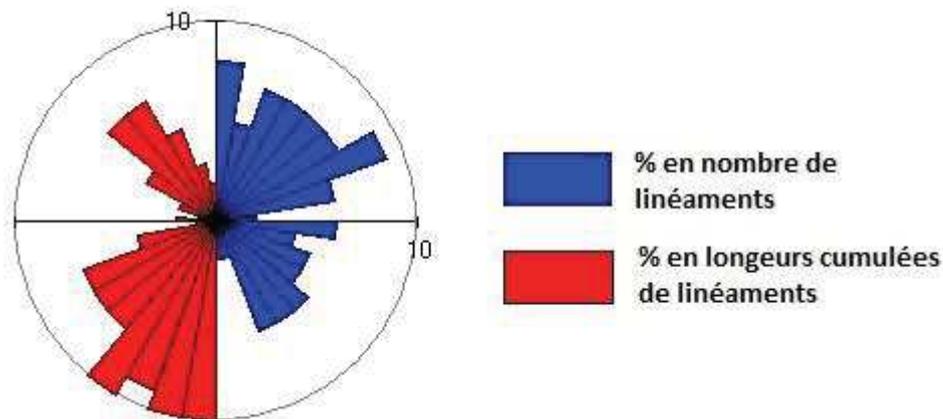


Figure 4-19 : Rosace directionnelle des linéaments cartographiés

○ **Validation de la carte du réseau de linéaments et perméabilité induite par les fractures**

Afin de donner une signification aux linéaments cartographiés, la carte linéamentaire a été comparée à celle obtenue par Dibi (2008). La Figure 4-20 représente la distribution statistique des linéaments cartographiés par cet auteur. Sur cette rosace, seules les directions N0-10, N90-100 et N150-160 ont une fréquence supérieure à 6%. Ainsi, l'analyse comparative des deux rosaces montre que la direction N0-10 a été identifiée dans les deux études comme une direction qui se dégage de l'ensemble. Cependant pour la présente étude, la direction N0-10 représente 8% du nombre de linéaments tandis que Dibi (2008) a obtenu 9%. De plus, le nombre de linéaments suivant la direction N60-70 représente respectivement 9% et 6% dans cette étude et dans celle de Dibi (2008). De même, la direction N150-160 représente 6% dans la présente étude et 7% des linéaments cartographiées par Dibi (2008). Ces différentes observations indiquent que les deux supports fournissent les mêmes résultats d'un point de vue statistique. Les quelques différences observées s'expliquent par la taille de la zone d'étude et aussi du nombre de discontinuités prises en compte. Au niveau de la précédente étude, la zone d'intérêt est beaucoup plus vaste et le nombre de discontinuité est important comparativement à la présente étude. En effet, dans la zone d'Afema seulement 1219 linéaments ont été identifiés et cartographiées, tandis que le réseau de linéaments établi dans

l'étude précédente comporte plus de 2000 fractures. Ces résultats permettent de valider les réseaux de linéaments cartographiés. Ces linéaments ont donc une valeur de fractures. Rappelons qu'au cours de la phase de validation, tous les linéaments cartographiés qui n'ont pas une origine tectonique ont été supprimés.

Les fractures ainsi cartographiées ont permis de calculer les perméabilités induites par les fractures de la zone étudiée. Les valeurs de perméabilité induites par les fractures oscillent entre $1,15.10^{-8}$ et $8,91.10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$. Ces valeurs obtenues dans la zone minière d' Afema ont été regroupées dans une seule classe au regard de la classification illustrée dans le Tableau 2-7. La cote 1 a donc été affectée à ces valeurs de perméabilité induite.

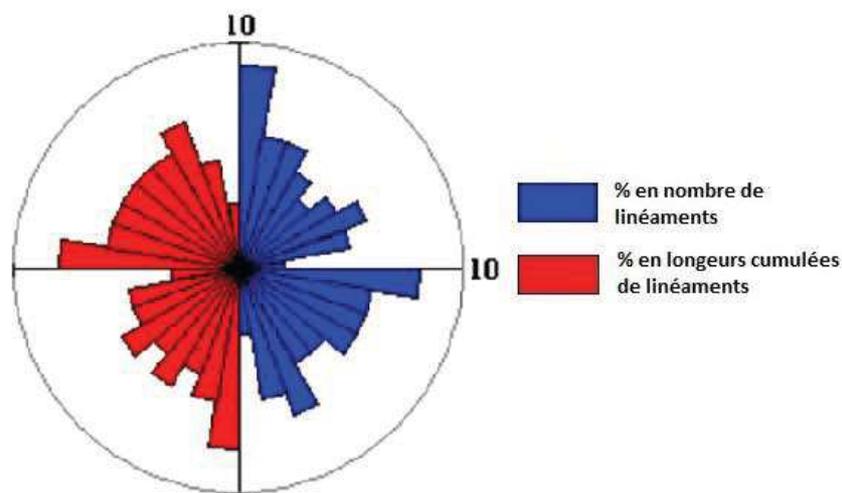


Figure 4-20 : Rosace directionnelle de la fracturation de Dibi (2008)

4.2.2. Vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines

Les valeurs des indices DRASTIC obtenues représentent la mesure de la vulnérabilité hydrogéologique des aquifères de la zone d' Afema. Ces valeurs sont comprises entre 111 et 168. Conformément à la méthode adoptée, ces indices ont été regroupés en cinq classes (Tableau 2-5) : très faible, faible, moyenne, forte et très forte. Les résultats révèlent que la zone d'étude est dominée par les classes de vulnérabilité forte et moyenne. En effet, ces classes occupent respectivement 53,5 et 45,4% de la zone d'étude (Figure 4-21 et 4-22). Alors que les classes extrêmes (très faible et très forte) ne sont guère rencontrées dans la région, la classe de vulnérabilité faible ne représente que 1,11% de la surface étudiée.

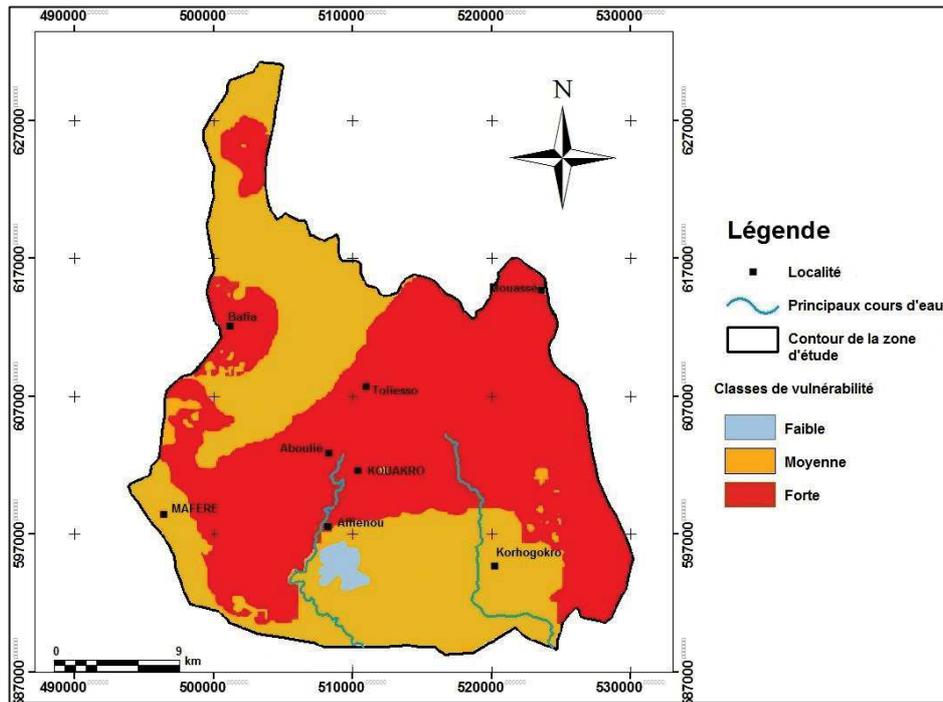


Figure 4-21 : Carte de vulnérabilité à la pollution de la zone d'étude

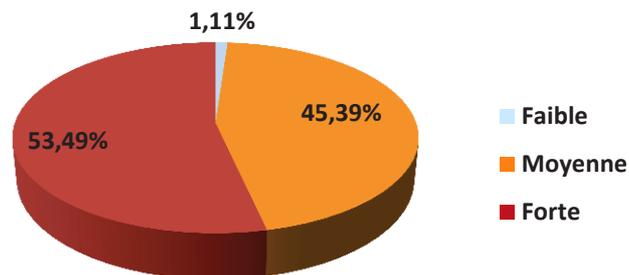


Figure 4-22 : Diagramme de répartition des classes de vulnérabilité

La classe « vulnérabilité forte », qui, est prépondérante (53,5%) se rencontre à l'Est, au Centre et s'étend jusqu'à l'Ouest du secteur étudié, avec quelques lambeaux au Nord et au Nord-Ouest. Cette classe de vulnérabilité est généralement orientée NE-SW, soit dans la direction de la zone de cisaillement (zone minéralisée). Le fort degré de la vulnérabilité peut s'expliquer par le fait que les niveaux statiques y sont généralement inférieurs à 5 m de profondeur auquel on associe la présence de sables tertiaires.

La classe « vulnérabilité moyenne » se rencontre essentiellement au Sud et au Nord de la zone d'étude. Quelques « poches » sont aussi identifiées à l'Ouest dans les environs de Maféré et à l'Est du secteur étudié. La présence de cette classe de vulnérabilité pourrait s'expliquer par

des valeurs de niveaux statiques qui oscillent entre 7 et 14,6 m de profondeur dans des formations essentiellement constituées de schistes. Par ailleurs, les valeurs de pente observées dans ces zones sont relativement faibles (3 à 12%) et pourraient également justifier la vulnérabilité moyenne rencontrée.

La classe « vulnérabilité faible » qui est la moins importante (1,11% de la zone étudiée) est rencontrée au Sud du village d’Affiénou. Elle serait due aux fortes profondeurs de la nappe et surtout à l’existence de points hauts. Le sol est de type hydromorphe.

Par ailleurs, la superposition des zones minéralisées (shear zone), avec cette carte de vulnérabilité (Figure 4-23) a montré que ces zones coïncident avec la classe de vulnérabilité forte traduisant ainsi un risque élevé de pollution des eaux souterraines.

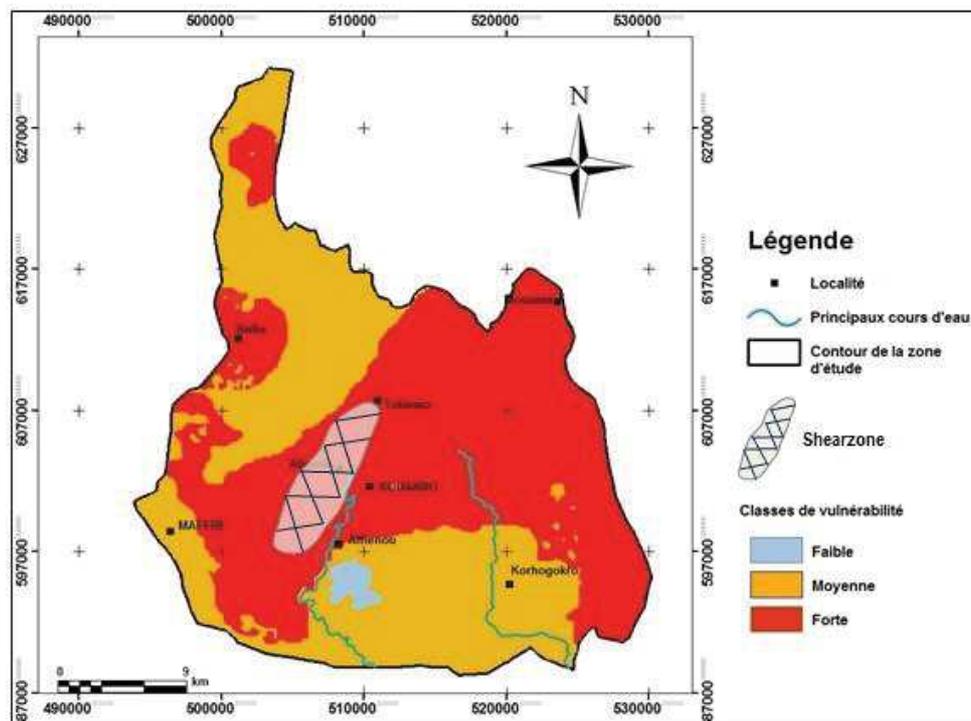


Figure 4-23 : Superposition de la zone minéralisée avec la carte de vulnérabilité

4.2.3. Validité de la carte de Vulnérabilité

La carte de vulnérabilité à la pollution a été validée grâce aux teneurs en nitrates (NO_3^-) contenues dans les eaux souterraines. Les concentrations sont comprises entre 0 et 10 mg.L^{-1} . Ces teneurs sont en dessous de la valeur seuil (50 mg.L^{-1}) proposée par l’OMS, pour les eaux de boisson. Par conséquent, aucune pollution en nitrates n’a été pour le moment constatée

dans la zone d'étude. La répartition spatiale de ces teneurs sur l'ensemble de la zone associée à la carte de vulnérabilité est illustrée à la Figure 4-24. Pour cette carte, 3 valeurs des teneurs en nitrates sont comprises entre 0 et 4,5 mg.L⁻¹ et coïncident toutes avec la zone de vulnérabilité forte (Tableau 4-8). Les 3 valeurs ayant des concentrations comprises entre 4,5 et 5,5 mg.L⁻¹ coïncident toutes avec la zone de vulnérabilité forte. Les teneurs qui oscillent entre 5,5 et 6,5 mg.L⁻¹ sont au nombre de 5 dont une coïncide avec la zone de vulnérabilité faible et une autre coïncide avec la zone de vulnérabilité moyenne. Les 3 autres valeurs (60%) sont localisées dans la zone de vulnérabilité forte. Enfin, 75% des valeurs dépassant les 6,5 mg.L⁻¹ coïncident avec la zone de vulnérabilité forte et 15% avec la zone de vulnérabilité moyenne.

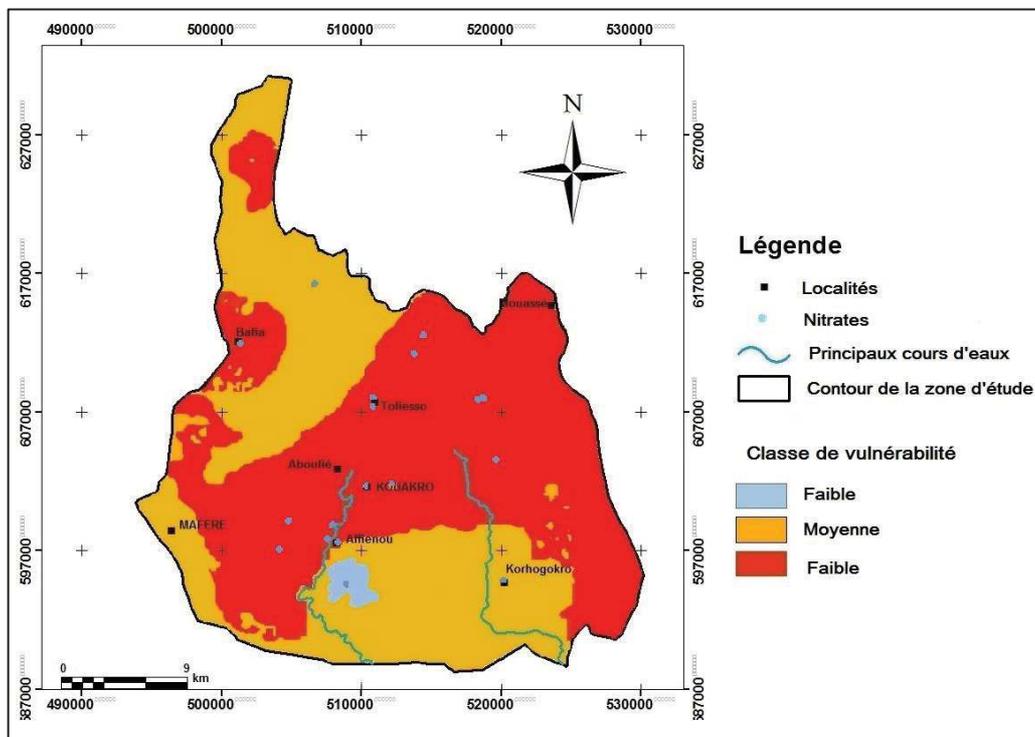


Figure 4-24 : Superposition de la répartition spatiale des points de prélèvement avec la carte de vulnérabilité

Tableau 4-8 : Coïncidence entre les concentrations en nitrates et les classes de vulnérabilité établies

Teneurs en nitrates	Nombre de valeurs de nitrates comprises entre :			
	[0 - 4,5[[4,5 - 5,5[[5,5 - 6,5[≥ 6,5
Classes de vulnérabilité				
Faible	0	0	1	0
Moyenne	0	0	1	2
Forte	3	3	3	6
Total	3	3	5	8

L'analyse de la carte de répartition des teneurs en nitrates (Figure 4-25) montre que les valeurs supérieures à 6,5 mg.L⁻¹ sont enregistrées dans des zones où la vulnérabilité à la pollution a été estimée forte. Il s'agit des secteurs Centre, Est, et Sud-est de la zone étudiée. Ce résultat est aussi observé à l'Ouest aux alentours du village de Bafia. De même, des teneurs de nitrates de 4,5 à 6,5 mg.L⁻¹ ont été obtenues au Nord et au Sud, des zones où la méthode DRASTIC a donné une vulnérabilité moyenne. Ces résultats permettent de conclure que la carte de vulnérabilité obtenue est valide et reflète la réalité du terrain.

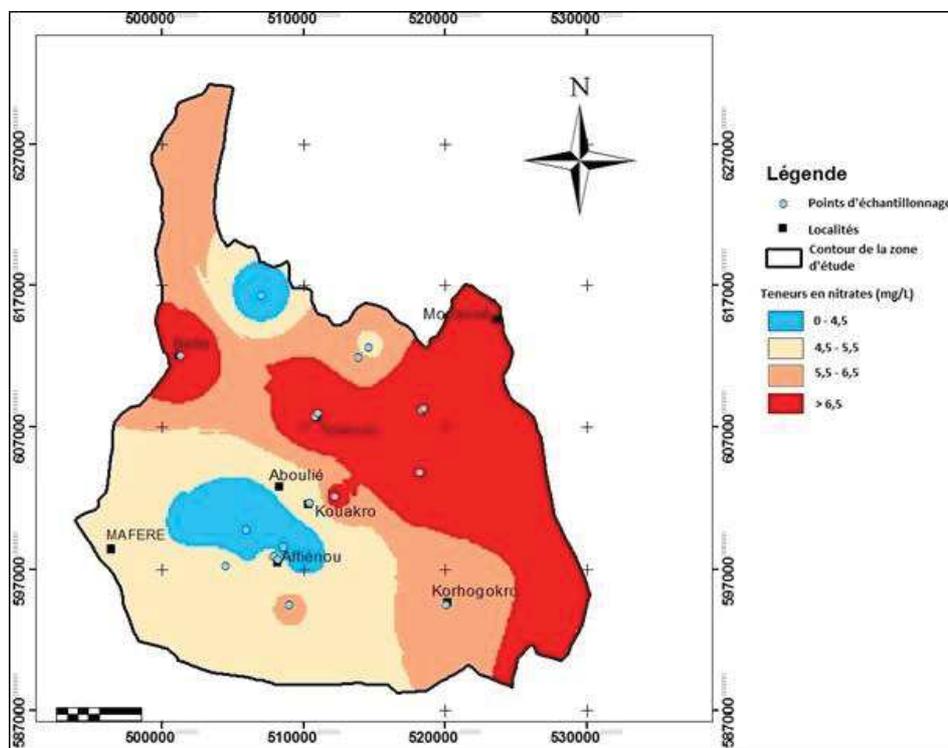


Figure 4-25 : Répartition spatiale des teneurs en nitrates

4.2.4. Discussion

L'étude de la vulnérabilité des aquifères par la méthode DRASTIC a révélé 3 classes : faible, moyenne et forte occupant respectivement 1,1; 45,4 et 53,5% de la zone d'étude. La classe « forte vulnérabilité » est la plus représentée. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que les niveaux statiques y sont généralement inférieurs à 5 m de profondeur auquel on associe la présence de sables tertiaires. L'importance du type de sol a été soulignée par Mejia et *al.* (2007), qui ont indiqué que la présence d'un sol très perméable associée à une faible profondeur de la nappe et à une forte recharge serait une condition propice pour accroître la vulnérabilité à la pollution des aquifères. Des résultats similaires montrant 3 classes de vulnérabilité ont été obtenus par d'autres auteurs (Jourda, 2005 et Dibi, 2008). Dans le département de M'bahiakro (Centre de la Côte d'Ivoire), Dibi, (2008) a obtenu une distribution avec 39% de la surface de la zone d'étude dans la classe faible, 50% dans la classe moyenne et 11% dans la classe forte. C'est aussi le cas de Jourda (2005) qui, a obtenu à Korhogo (Nord de la Côte d'Ivoire), les mêmes classes faible, moyenne, forte occupant respectivement 13 ; 64 et 23%. La différence constatée au niveau des surfaces occupées par les classes de vulnérabilité d'une région à une autre pourrait être due aux spécificités locales (natures et qualité des données). La méthode DRASTIC a donné de bons résultats à travers le monde comme l'ont montré (US EPA, 1985 ; Aller et *al.*, 1987 ; Bezelgues et *al.*, 2002 ; Jourda, 2005 ; Hamza et *al.*, 2007). Cependant, quelques limites dans son application méritent d'être relevées. La première difficulté est liée au nombre de facteurs hydrogéologiques pris en compte (Jourda, 2005). En effet, les valeurs de certains facteurs comme la recharge ou encore la conductivité hydraulique ont été obtenues par extrapolation de données parfois de sources différentes. La deuxième limite de DRASTIC provient de la précision au niveau de l'estimation de la profondeur des nappes. Cette précision est fonction de l'intervalle des isobathes de niveau de la profondeur de la nappe. Plus les intervalles sont larges, moins précise est l'estimation et cela entraîne un problème de continuité des données (Kouamé et *al.*, 2013). Cependant, pour cette étude les profondeurs ont été directement obtenues à partir des logs de forages. Un autre point de discussion dans l'application de la méthode DRASTIC, se situe au niveau du choix du type de coefficient de pondération et au niveau des limites des classes. En effet, bien qu'une classification soit proposée, le choix des limites des intervalles est laissé à l'appréciation de l'opérateur en fonction des données disponibles et des spécificités de la zone étudiée. En d'autres termes les limites des différentes classes ne sont pas des valeurs absolues mais plutôt des valeurs relatives.

En dépit de ces quelques limites, la méthode DRASTIC reste une approche fiable et offre des résultats assez proches de la réalité du terrain. D'ailleurs, les résultats obtenus dans cette étude ont été confortés par les teneurs en nitrates contenues dans les eaux souterraines de la région quoi qu'elles ne soient pas encore alarmantes, c'est-à-dire en dessous du seuil guide proposé par l'OMS qui est de 50 mg.L^{-1} . Les faibles teneurs en nitrates pourraient laisser entrevoir un milieu fermé. Ce qui signifierait que les teneurs enregistrées sont d'origine naturelle. Or d'après Gilli et *al.* (2012), le bruit de fond naturel des nitrates n'excède pas 5 mg.L^{-1} . On peut donc conclure qu'il y'a bien eu apport de nitrates d'origine anthropique (utilisation des engrais azotés par exemple ; en faible proportion). De plus, une zone vulnérable peut aussi avoir une faible teneur en nitrates étant donné que la notion de vulnérabilité n'est pas synonyme d'une pollution actuelle, mais plutôt d'une prédisposition de ces zones à une contamination éventuelle, si rien n'est entrepris pour les protéger (Kouamé et *al.*, 2013). Dans tous les cas, dans cette étude les zones réellement contaminées correspondent à celles où les indices de vulnérabilité sont les plus élevés.

Les résultats de cette étude permettent d'avoir une idée sur les zones sensibles et ainsi d'en tenir compte dans l'exploitation de celles-ci. L'étude a montré que les zones minéralisées se situent dans les zones de forte vulnérabilité. L'exploitation minière concernera environ 80% les minerais sulfurés puisque l'essentiel du minerai oxydé a déjà été exploité. Le potentiel de génération du Drainage Minier Acide (DMA) serait alors élevé dans la zone d'étude. En effet, le DMA se forme lorsque les sulfures sont exposés à l'eau (atmosphère humide) et à l'oxygène provenant généralement de l'atmosphère. L'exploitation minière contribuera d'une part à la mise en surface des sulfures et d'autre part au contact de ceux-ci avec les eaux d'infiltration aux travers des galeries et autres ouvrages miniers. De fait, l'acidité des eaux du milieu résultant de l'oxydation des sulfures facilitera le relargage des métaux et métalloïdes dans le milieu environnant et surtout dans les eaux souterraines. L'utilisation de techniques appropriées de prévention du DMA comme le recouvrement avec des résidus miniers neutres (stériles francs), le recouvrement de type couverture à effets de barrières capillaire (CEBC) Aubertin et *al.* (2006) et le traitement actif avec neutralisation chimique à la chaux est alors recommandée afin d'inhiber la production du Drainage Minier Acide.

4.3. Résultats de l'analyse et de l'évaluation des impacts environnementaux de la mine d' Afema

4.3.1. Cas des eaux souterraines

Dans cette partie nous présentons d'abord les résultats de l'évaluation des impacts du phénomène pollution des eaux souterraines. La plupart des résultats relatifs aux facteurs de prédisposition étant déjà présentés dans les sections précédentes nous les résumons dans le Tableau 4-9 qui présente par ailleurs les scores correspondant à chaque facteur. Les valeurs de perméabilités induites par les fractures varient de $1,5 \cdot 10^{-8} - 5,10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$. La recharge des nappes a été estimée à 53 mm de pluie par an. Pour ce qui concerne les types de sols, la zone minière est caractérisée par la présence de ferralsols développés sur des schistes. De plus, la couche d'altération est relativement importante atteignant par endroit 30 m de profondeur. Quant à la qualité physico-chimique des eaux, les résultats du WQI ont montré que 64,3% des eaux étudiées sont de mauvaise qualité ($\text{WQI} > 100$). Les scores correspondant aux résultats obtenus sont consignés dans le Tableau 4-9.

Tableau 4-9: Résultats correspondant aux facteurs de prédisposition à la pollution des eaux souterraines d' Afema

Évènement redouté	Facteurs	Résultats	Classes	Score	
Pollution des eaux souterraines	Recharge des nappes (mm)	53	50 - 100	2	
	Perméabilités induites par les fractures (m.s^{-1})	$1,15 \cdot 10^{-8}$ à $8,91 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-8} - 5,10^{-5}$	1	
	Type de sol	Ferralsols sur schistes peu métamorphisés	Moyennement argileux	2	
	Qualité physico-chimique	$\text{WQI} > 100$	$100 < \text{WQI} < 200$	3	
	Mobilité du polluant	Hydrocarbures	Cd	Peu mobile	2
			Hg et CN	Moyennement mobile	3
			Pb et As	Très mobile	4

Les Tableaux 4-10 et 4-11 illustrent respectivement les résultats de l'évaluation qualitative de la gravité de la pollution par le Cd, Pb, As, Hg, CN et par les hydrocarbures et ceux de la prédisposition à la pollution.

La combinaison des résultats de la prédisposition et de la gravité permet d'obtenir l'importance de l'impact. Les résultats de l'évaluation de l'impact sont consignés dans le Tableau 4-12. Ainsi, au cours de l'exploration, la pollution des eaux souterraines ne peut survenir qu'en cas de fuite ou d'un déversement accidentel d'hydrocarbure.

Tableau 4-10 : Gravité des polluants Cd, Pb, As, Hg, CN et des hydrocarbures

	Cd	Pb	As	Hg	CN	Hydrocarbures
Toxicité	Très toxique	Très toxique	Très toxique	Très toxique	Toxique	Toxique
	4	4	4	4	3	3
Bio-accumulation	Très peu	Très peu	Très peu	-	-	Moyennement
	1	1	1	-	-	3
(Bio) dégradabilité	Ni dégradable ni biodégradable	Moyennement Biodégradable	Moyennement biodégradable			
	4	4	4	4	3	3
Gravité	Très élevée	Très élevée	Très élevée	Très élevée	Élevée	Élevée
Score	4	4	4	4	3	3

L'impact de cette pollution est estimé faible car bien que la gravité de la pollution impliquant les hydrocarbures soit élevée, la « probabilité » pour qu'un tel accident survienne est faible. Les autres sources de pollutions (dépôts de résidus de traitement, stériles d'exploitation,...) n'étant pas présentes au cours de cette phase le risque relatif aux scénarios qui en découlent est nul. Par ailleurs, à l'étape de construction et de développement de la mine, le niveau d'impact est faible à moyen pour tous les scénarios de pollution. En effet, les situations dangereuses telles que le lessivage des stériles et des terrains contaminés sont moins probables en raison des faibles intensités des travaux. À cette étape seule la circulation des engins peut contribuer à la contamination des sols. Mais cette contamination est limitée en raison du faible trafic à cette étape et surtout de la durée relativement courte (2 ans en moyenne). Cependant, au cours de l'exploitation, ces situations dangereuses deviennent très probables puisque d'importantes quantités de stériles sont mises en tas (terrils). Ces stériles, malgré tout, peuvent encore contenir des proportions appréciables en métaux. Ainsi, l'impact de la pollution par lessivage et infiltration à partir des déchets miniers (exposés à l'air et à l'eau) a été évalué fort. Il en est de même pour la pollution pouvant résulter du lessivage des terrains contaminés par les éléments traces métalliques (ETM). En effet, pendant l'exploitation, le trafic devient intense à cause des opérations de chargement et de déchargement auxquelles peuvent s'ajouter des rejets fugitifs de l'usine de traitement. En outre, l'abattage à l'explosif avec son cortège de poussières peut contribuer à l'envol et au dépôt des ETM qui seront ensuite entraînés par les eaux d'infiltration vers les nappes souterraines. En ce qui concerne, la pollution par les résidus de traitement, le niveau d'impact est faible (pour CN) à moyen (les métaux) car la rupture des ouvrages de rétention qui peut initier ce phénomène est un évènement plus ou moins rare (moins d'un accident tous les 2 ans selon la base de donnée BARPI).

Tableau 4-11 : Évaluation de la prédisposition à la pollution des eaux souterraines

Phase de vie de la mine	Source de pollution	Situation dangereuse	Prédisposition		
Exploration	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	3,7	Faible	
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-	-	
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-	-	
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	-	-	
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	-	-	
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	-	-	
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-	
Développement	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	5,5	Faible	
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-	-	
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-	-	
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	Cd	3,7	Faible
			CN, Hg	4,2	Faible
			Pb, As	4,7	Faible
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Cd	3,7	Faible
			CN, Hg	4,2	Faible
			Pb, As	4,7	Faible
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	-	-	
Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-		
Exploitation	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	5,5	Faible	
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	Cd	3,6	Faible
			CN, Hg	4,1	Faible
			Pb, As	4,6	Faible
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	Cd	7,4	Moyenne
			CN, Hg	8,4	Moyenne
			Pb, As	9,4	Moyenne
Cd			7,4	Moyenne	
Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	CN, Hg	8,4	Moyenne	

Abandon et après-mine	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Pb, As	9,4	Moyenne
			Cd	7,4	Moyenne
			CN, Hg	8,4	Moyenne
			Pb, As	9,4	Moyenne
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	Cd	5,5	Faible
			CN, Hg	6,2	Faible
			Pb, As	7,1	Moyenne
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-	-
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	Cd	5,5	Faible
			CN, Hg	6,3	Faible
			Pb, As	7,3	Moyenne
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	Cd	7,4	Moyenne
			CN, Hg	8,4	Moyenne
			Pb, As	9,4	Moyenne
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	Cd	7,4	Moyenne
			CN, Hg	8,4	Moyenne
			Pb, As	9,4	Moyenne
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Cd	7,4	Moyenne
CN, Hg			8,4	Moyenne	
Pb, As			9,4	Moyenne	
Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	Cd	6,3	Faible	
		CN	7,3	Moyenne	
		Hg, Pb, As	8,3	Moyenne	
Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	7,4	Moyenne	

Les "-" Correspondent aux scénarios où la source de pollution n'est pas présente. Par exemple au cours de l'exploration il n'y a pas de dépôt de résidus de traitement

Tableau 4-12 : Évaluation de l'importance de l'impact de la pollution des eaux souterraines

Phase de vie de la mine	Source de pollution	Situation dangereuse	Prédisposition		Gravité	Impact
Exploration	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	Faible		Élevée	Faible
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-		-	-
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-		-	-
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	-		-	-
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	-		-	-
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	-		-	-
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-		-	-
Développement	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	Faible		Élevée	Faible
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-		-	-
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-		-	-
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	CN	Faible	Élevée	Faible
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Pb, As, Cd, Hg	Faible	Très élevée	Moyen
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	CN	Faible	Élevée	Faible
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	Pb, As, Cd, Hg	Faible	Très élevée	Moyen
Exploitation	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	Faible		Élevée	Faible
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	CN	Faible	Élevée	Faible
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	Pb, As, Cd, Hg	Faible	Très élevée	Moyen
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	CN	Moyenne	Élevée	Moyen
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Pb, As, Cd, Hg	Moyenne	Très élevée	Fort
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	CN	Moyenne	Élevée	Moyen
			Cd, Hg	Faible	Très élevée	Moyen
		CN	Faible	Élevée	Faible	

			Pb, As	Moyenne	Très élevée	Fort
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-		-	-
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	CN	Faible	Élevée	Faible
			Pb, As, Cd, Hg	Moyenne	Très élevée	Fort
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	CN	Moyenne	Élevée	Moyen
			Pb, As, Cd, Hg	Moyenne	Très élevée	Fort
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	CN	Moyenne	Élevée	Moyen
			Pb, As, Cd, Hg	Moyenne	Très élevée	Fort
Abandon et après-mine	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	CN	Moyenne	Élevée	Moyen
			Pb, As, Cd, Hg	Moyenne	Très élevée	Fort
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	Cd	Faible	Très élevée	Moyen
			CN	Moyenne	Élevée	Moyen
			Hg, Pb, As	Moyenne	Très élevée	Fort
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	Moyenne		Élevée	Moyen

Tout comme à l'étape d'exploitation, à l'après-mine le niveau de risque de pollution des eaux souterraines est moyen à fort pour presque tous les scénarios. En effet, concernant la pollution par les hydrocarbures, au cours du démantèlement des ouvrages de rétention et de purge des équipements, des produits contaminants peuvent se déverser puis être entraînés par l'infiltration vers les eaux souterraines. Cependant, ce risque est moyen à cause du fait qu'intrinsèquement les produits pétroliers ne sont pas assez mobiles. Par contre, les risques de pollution à partir des stériles et des terrains contaminés par les dépôts d'ETM sont forts car la probabilité que les terrils soient lessivés est forte en raison de l'abondance des précipitations dans la zone.

La Figure 4-26 montre que les phases d'exploitation et d'après-mine sont celles qui présentent le plus de risques de pollution. Ces résultats sont dus au nombre élevé de sources de pollution comparativement aux étapes d'exploration et de développement d'une part et à l'intensité des activités pendant la phase d'activité d'autre part.

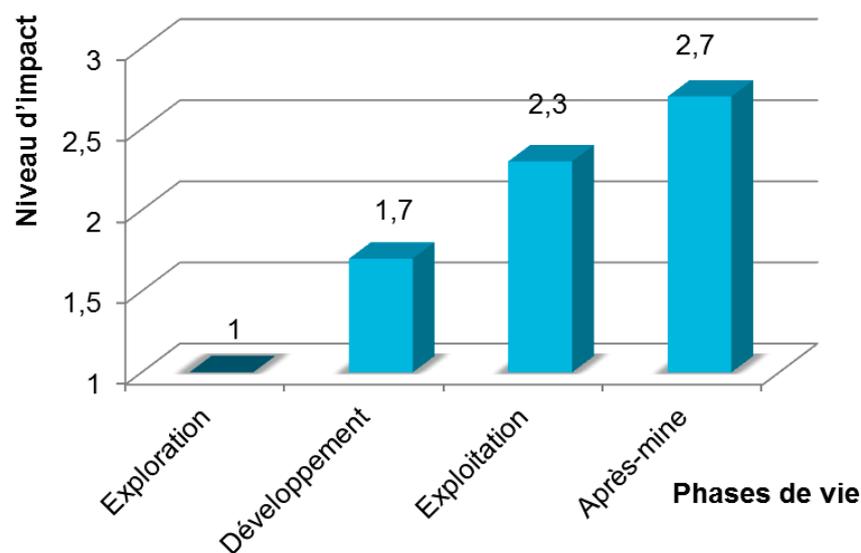


Figure 4-26 : Évaluation de l'impact global par phase de vie de la mine (eaux souterraines)

4.3.2. Cas des eaux de surface

Pour les eaux de surface, les résultats des facteurs de prédisposition sont consignés dans le Tableau 4-13. La qualité physico-chimique des eaux telle qu'indiquée par le calcul de l'indice de qualité (WQI) correspond dans l'ensemble à des indices de qualité supérieurs à 100. La pluviométrie moyenne de la zone sur la période de 2000 à 2015 est de 1646 mm de pluie par an. Pour ce qui concerne la topographie, les résultats du traitement des images SRTM montre que la zone d'étude est caractérisée par des pentes allant de 0 à 65,8%. Les zones potentiellement occupées par les ouvrages et infrastructures minières (bassin à résidus, terrils, fosses, camp minier, etc.) qui représentent donc les zones d'intérêt ont des pentes comprises entre 0 et 15% (Figure 4-27). Les différents scores correspondant à ces résultats sont également indiqués dans le Tableau 4-13. Cependant pour l'évaluation de la prédisposition à la pollution, le score 3 a été attribué au facteur « topographie » comme hypothèse maximale et pour simplifier les calculs. Les résultats de cette évaluation sont indiqués dans le Tableau 4-13.

Tableau 4-13 : Résultats correspondant aux facteurs de prédisposition à la pollution des eaux de surface d'Afema

Évènement redouté	Facteurs	Résultats	Classes	Scores
Pollution des eaux de surface	Régime hydrologique (pluviométrie moyenne annuelle)	1646	1500 - 2000	3
	Qualité physico-chimique	WQI > 100	100 < WQI < 200	3
	Topographie ou pente de la zone (%)	0 - 5	0 - 5	1
		5 - 10	5 - 10	2
10 - 15		10 - 15	3	

Les résultats de l'évaluation de la prédisposition sont illustrés dans le Tableau 4-14. Cette prédisposition varie de faible à forte. La combinaison de ces résultats avec les classes de gravité (identiques à celle des eaux souterraine) a permis d'obtenir l'importance de l'impact (Tableau 4-15).

L'analyse du Tableau 4-15 montre que la phase d'exploration est de loin la moins impactante. En effet, comme pour les eaux souterraines, ici également, les sources d'impacts sont les hydrocarbures et les travaux miniers.

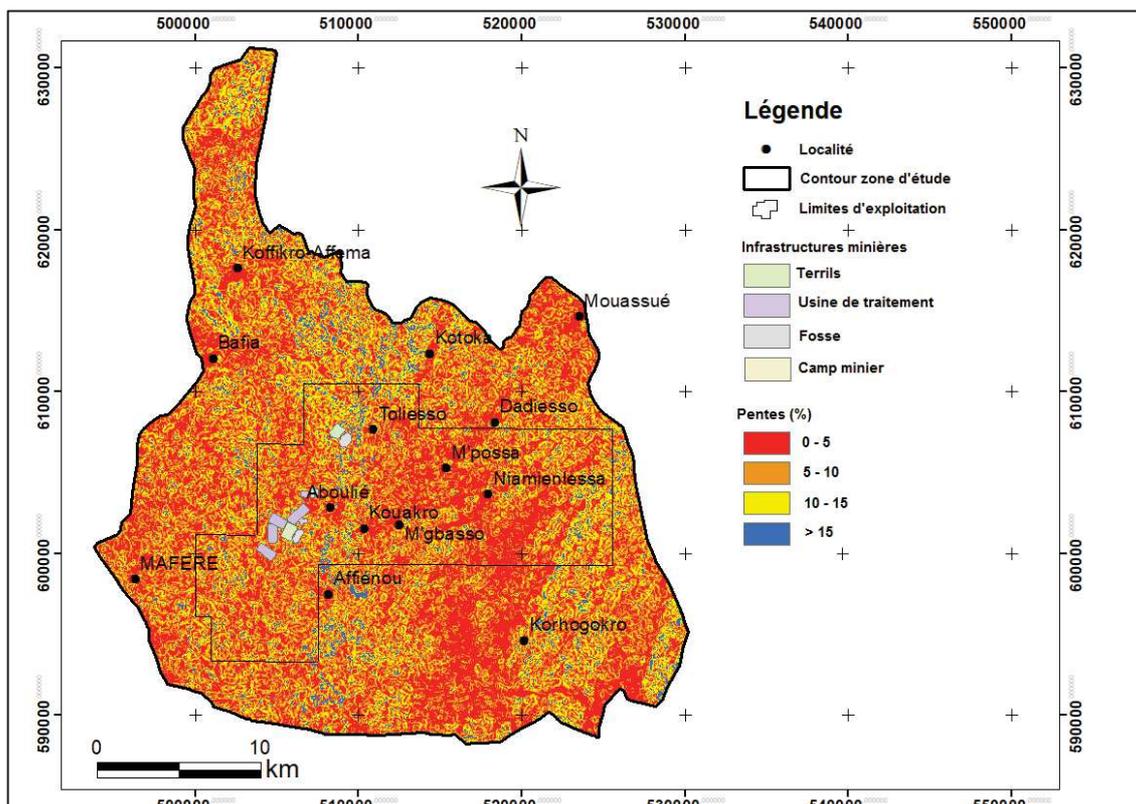


Figure 4-27 : Cartes des pentes de la zone d’Afema

En cas de fuite ou de déversement accidentel (faible probabilité), les cours d’eau environnants sont très exposés à la pollution en raison des fortes précipitations dans la zone et du relief relativement favorable au ruissellement (jusqu’à 15% de pente). Cependant, le niveau d’impact qui en découle est faible (Tableau 4-15) car la chance pour qu’un déversement survienne est faible. C’est aussi le cas pour le scénario impliquant les travaux miniers car ces travaux sont essentiellement constitués de petits trous de foration et de tranchées. Par conséquent, la gravité a été estimée limitée car cette pollution concerne plus les matières en suspension généralement constituées de débris végétaux donc moins dangereux. Cependant, au cours des étapes de développement et d’exploitation, les activités devenant de plus en plus intenses et impliquant plus de matériel rocheux pouvant contenir des polluants toxiques, le risque de pollution par lessivage desdits travaux est évalué fort et moyen respectivement. Pendant l’exploitation, le dénoyage des eaux des fosses déjà minéralisées (lessivage des travaux) (y compris les métaux) peut contribuer à la pollution des cours d’eau en cas de déversement direct dans les cours d’eau ou sur les flancs des fosses.

Tableau 4-14 : Évaluation de la prédisposition à la pollution des eaux de surface

Phase de vie de la mine	Source de pollution	Situation dangereuse	Prédisposition	
Exploration	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	6	Faible
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-	-
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-	-
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	-	-
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	-	-
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	6	Faible
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-
Développement	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	7,5	Moyenne
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-	-
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-	-
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	6	Faible
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	6	Faible
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	11,1	Forte
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-
Exploitation	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	7,5	Moyenne
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	5	Faible
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	12	Forte
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	12	Forte
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	9	Moyenne
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	6	Faible
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	7,5	Moyenne
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	8,1	Moyenne

Abandon et après-mine	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	10,8	Moyenne
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	8,1	Moyenne
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	6	Faible
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	10	Moyenne

Tableau 4-15 : Évaluation de l'importance de l'impact de la pollution des eaux de surface

Phase de vie de la mine	Source de pollution	Situation dangereuse	Prédisposition	Gravité	Impact	
Exploration	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	Faible	Élevée	Faible	
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-	-	-	
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-	-	-	
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	-	-	-	
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	-	-	-	
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	Faible	Limitée	Faible	
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-	-	
Développement	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	Moyenne	Élevée	Moyen	
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	-	-	-	
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	-	-	-	
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	Faible	CN Pb, As, Cd, Hg	Élevée Très élevée	Faible Moyen
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Faible	CN Pb, As, Cd, Hg	Élevée Très élevée	Faible Moyen
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	Forte	CN Pb, As, Cd, Hg	Élevée Très élevée	Fort Fort
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-	-	-

Exploitation	Stockage d'hydrocarbures, maintenance des véhicules	Fuite/déversement	Moyenne	Élevée	Moyen
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	Faible	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Faible Moyen
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	Forte	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Fort Fort
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	Forte	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Fort Fort
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Moyenne	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Moyen Fort
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	Faible	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Faible Moyen
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-	-
Abandon et après-mine	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	Moyenne	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Moyen Fort
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	Moyenne	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Moyen Fort
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	Moyenne	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Moyen Fort
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage de terrains contaminés	Moyenne	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Moyen Fort
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers	Faible	CN Pb, As, Cd, Hg Élevée Très élevée	Faible Moyen
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	Moyenne	Élevée	Moyen

À l'après-mine, le niveau d'impact est moyen à fort pour presque tous les scénarios. Le scénario le plus probable est celui initié par les résidus miniers. En effet, au regard des fortes précipitations de la zone il est probable qu'un lessivage se crée dans les stocks de déchets (solides) d'autant plus que le minerai est sulfuré et que des quantités faibles de métaux peuvent encore y restées. La topographie étant favorable, les eaux acides de ces déchets peuvent ensuite se retrouver dans les eaux de surface comme ce fut le cas après les activités de la Somiaf dans la même zone. La nature de la topographie explique également, du moins en partie le niveau moyen obtenu pour la pollution aux hydrocarbures. En effet, à la fin des activités le démantèlement des ouvrages de rétention et la purge des équipements peuvent conduire à des déversements de produits contaminants. Ces contaminants peuvent ensuite se retrouver dans les eaux en raison de la topographie et des précipitations. Par ailleurs, à l'arrêt des activités, ces précipitations peuvent engendrer des débordements au niveau des ouvrages de stockage. À cela peuvent s'ajouter des instabilités mécaniques telles qu'une rupture de digue.

Comme pour les eaux souterraines, les phases d'exploitation et d'après-mine sont celles qui présentent le plus de risques de pollution des eaux de surface (Figure 4-28).

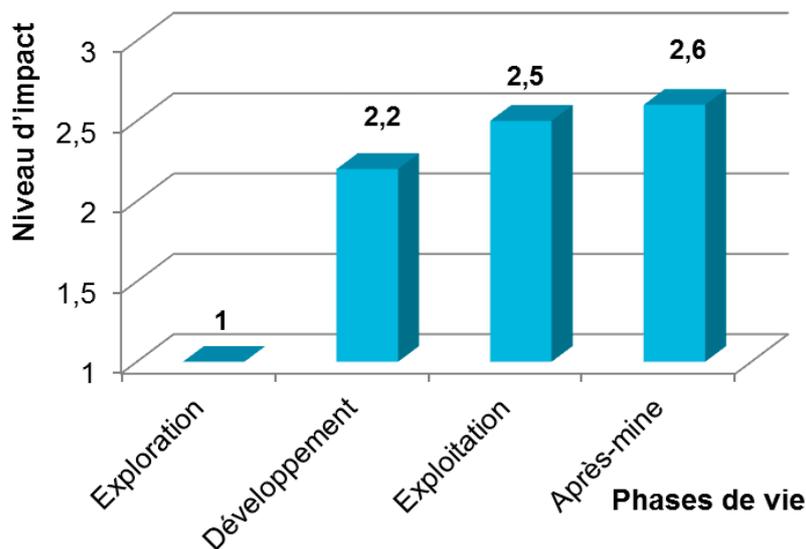


Figure 4-28 : Évaluation de l'impact global par phase de vie de la mine (eaux de surface)

4.3.3. Discussion

L'étude de cas réalisée sur la mine d'or d' Afema a permis d'illustrer la méthode MAEIMIN. Cette étude de cas a montré des impacts forts à moyen aussi bien pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines pendant la phase d'exploitation et à l'après-mine. Ces résultats (en particulier pour les eaux souterraines) sont en accord avec ceux obtenus par Yao et *al.* (2016) sur la vulnérabilité intrinsèque à la pollution des aquifères de la zone d' Afema. Ces auteurs ont montré que le secteur minéralisé d' Afema était caractérisé par une forte vulnérabilité.

En outre, des résultats similaires ont été obtenus dans les eaux souterraines de la zone minière d'Hiré (Centre-Ouest de Côte-d'Ivoire) par Yapi et *al.* (2014). Dans leur étude, ces auteurs ont indiqué que les eaux souterraines autour de la mine étaient polluées par des métaux comme As, Cd, Hg, Cr et Pb. Cependant, les résultats de la présente étude sont en contradiction avec les conclusions d'El Amari et *al.* (2014) dans l'ancienne zone minière de Kettara (Maroc). Ils ont montré que, malgré la présence de métaux (Fe, S, Cu, Pb, Zn, Cd, Ni, Cr, Co, As, Se) dans le drainage minier acide (DMA) de Kettara, les eaux souterraines ne présentaient pas de niveaux de pollution significatifs. Ils ont indiqué que la faible pollution par ces métaux est probablement en relation avec les faibles précipitations annuelles dans la région, qui empêcheraient la migration des ions métalliques vers les eaux souterraines.

Ces premiers résultats de l'application de MAEMIN sont satisfaisants. Cependant, quelques points de la démarche méritent d'être discutés. Le premier point concerne les paramètres d'évaluation de la prédisposition. Ces paramètres ne sont pas absolus et représentent ceux que nous avons estimés les plus importants. Par exemple pour ce qui concerne la pollution des eaux souterraines, un facteur comme l'occupation du sol (présence ou pas de couvert végétal) aurait pu être pris en compte. Mais nous avons estimé que dans le contexte de l'exploitation minière, il est fréquent de voir que les zones de travail être dénudées de la couverture végétale. Par conséquent, le facteur occupation du sol n'a pas été jugé pertinent. Un autre point de la discussion porte sur la technique de pondération des facteurs. En effet, la comparaison par paire de facteurs, bien qu'elle ait été soumise à un panel d'experts, les résultats peuvent néanmoins être quelque peu subjectifs. Les différents poids obtenus peuvent de ce fait être surestimés ou au contraire, sous-estimés. En outre, l'évaluation qualitative sur la base de la bibliographie peut avoir certaines limites dans la mesure où certaines études peuvent être spécifiques et ne correspondre qu'à des cas particuliers. En ce qui concerne la mobilité des polluants, par exemple, lorsque les éléments sont chimiquement stables sous la forme cationique (Cd, Ni, Pb, Cr (III), etc.), leur solubilité augmente lorsque le pH diminue.

Par ailleurs, pour des paramètres stables sous la forme anionique (Cr (VI), $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, AsO_4^{3-} , etc.), leur solubilité augmente avec le pH. En conséquence, la fixation des éléments dépend fortement du pH du milieu et d'autres paramètres tels que le taux de matière organique.

Le dernier point concerne l'évaluation des situations accidentelles (rupture du barrage, déversement accidentel, etc.) et chronique (lixiviation des résidus miniers) de la même façon c'est-à-dire sur une même échelle de notation : 1 à 4. Cette façon de faire pourrait paraître incongrue. En effet, compte tenu de la quantité impressionnante (significative) de boues qui peuvent être libérées après une rupture de digue, il semble que le niveau de dangerosité de cette situation ne soit pas comparable avec celle d'une lixiviation de résidus ou des sols contaminés. Cependant, en l'état actuel de la méthode, il est difficile de faire cette distinction. Mais l'absence de cette distinction est également renforcée par l'idée que des situations accidentelles ne se produisent pas tous les jours. En effet, selon les données recueillies de la base de données ARIA du Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industriels (MEDD, 2016), en 24 ans, seuls 11 accidents impliquant des ruptures et des fuites d'effluents miniers (minerais métalliques non ferreux) ont été identifiés. Cela montre la fréquence relativement faible (moins d'un accident tous les 2 ans) de ce type d'accident par rapport au nombre de mines en activité ou fermées à travers le monde. On a donc supposé que le faible niveau de dangerosité présumé des situations chroniques pourrait être contrebalancé par la faible fréquence des situations accidentelles.

Enfin, il est important de noter que les évaluations (calculs) ont été faites sans la prise en compte des éventuels moyens que pourraient mettre en place par l'exploitant pour éviter certains impacts. Par exemple la mise en place de dispositifs de collecte des eaux de ruissellement aux bas des tas de stériles, ou encore la disposition de membrane étanche évitant l'infiltration des eaux de percolation. L'étude a été faite sur l'hypothèse qu'aucun moyen de protection n'a été mis en place.

4.3.4. Mesure de réduction

Les résultats obtenus (niveau d'impact) sont influencés par la prédisposition naturelle de la zone minière. Or, une des contraintes majeures de l'industrie minière est que le site d'exploitation ne peut être choisi par l'exploitant. La mise en valeur d'une zone est conditionnée par l'existence d'une ressource minérale. Ainsi, il revient à l'exploitant de se conformer aux spécificités locales et choisir les techniques plus respectueuses de l'environnement et minimisant les impacts environnementaux. Dans cette perspective et au

regard des résultats obtenus, les mesures suivantes ont été proposées afin de réduire les risques de pollution des eaux :

- l'emploi des meilleures techniques de construction de digues (par exemple la méthode aval) pour s'assurer de la bonne tenue de l'ouvrage ;
- le contrôle périodique de la qualité des eaux à travers la mise en place de piézomètres aux alentours des bassins à résidus et des stocks de stériles ;
- la mise en place d'un plan de restauration progressive du site ;
- le confinement de tous les déchets potentiellement réactifs sous des matériaux inertes ;
- la mise en place d'une surveillance périodique des ouvrages et du site après la fermeture de la mine ;
- la revégétalisation des piles de stériles et la mise en place de systèmes de collecte et de traitement des eaux pluviales ;
- le compactage des surfaces des terrils pour assurer une bonne circulation des eaux pluviales vers les dispositifs de collecte et de traitement ;
- le contrôle régulier jusqu'à une stabilisation complète des dépôts de stériles ;
- le traitement et le respect des valeurs limites de rejets des effluents ;
- la prise en compte des caractéristiques des déchets à stocker ainsi que des conditions géologiques, hydrogéologiques et climatiques du site ;
- le contrôle régulier des pompes, canalisation et de la digue du bassin à résidus afin détecter les éventuelles fissures et autres dysfonctionnement dès les premiers moments ;
- la limitation autant que possible le temps de séjour des eaux dans les travaux miniers ;

4.4. Résultats de l'analyse du cycle de vie (ACV) de la mine d'Afema

Dans ce chapitre nous présentons les résultats de la mise en œuvre de l'ACV. Dans un premier temps les résultats globaux, c'est-à-dire sans distinction des impacts *off-site* et *on-site*, sont présentés. Ensuite sont présentés la part des impacts *off-site* et *on-site* par phase de vie de la mine. Enfin, pour chaque aire de protection, les principales catégories contributrices sont identifiées ainsi que les principales activités responsables des dommages.

4.4.1. Impacts globaux

Les impacts potentiels de la mine d'Afema sont dans une première approche analysés en séparant les impacts *on-site* et les impacts *off-site* au niveau endpoint, qui regroupe la totalité des impacts en dommages sur les trois aires de protection : santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources. La Figure 4-29 montre que les impacts *off-site* sont plus importants que les impacts *on-site* sur la santé humaine (90% contre 10%) et sur la qualité des écosystèmes (98% contre 2%). Les impacts sur l'épuisement des ressources sont en grande partie (81%) dus aux activités se déroulant sur le site minier (*on-site*). Ces résultats révèlent ainsi l'importance de la prise en compte des activités d'arrière-plan (donc les impacts *off-site*) car ce sont elles qui produisent le plus d'impacts sur l'environnement.

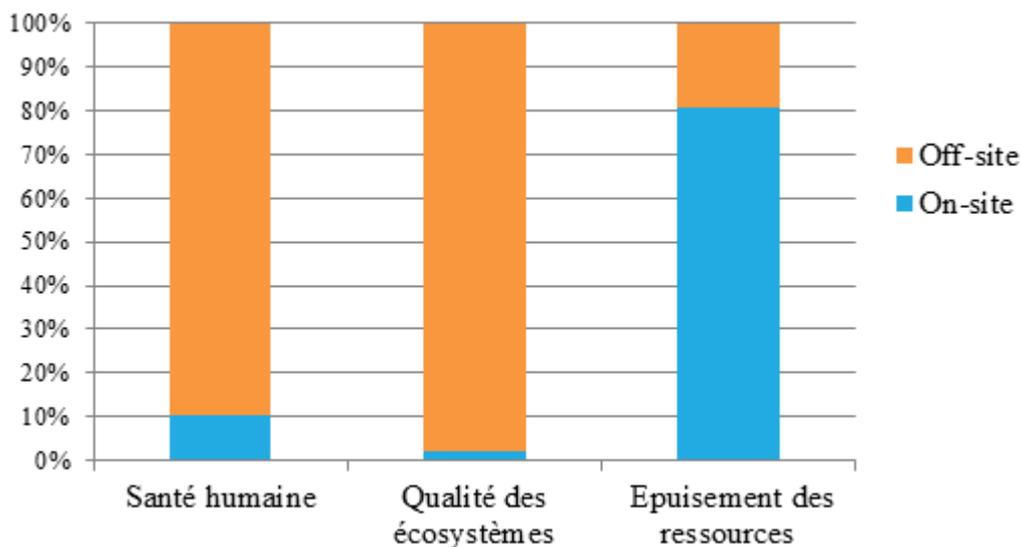


Figure 4-29 : Impacts *off-site* et *on-site* de la mine d'Afema, toutes les phases de vie regroupées

La Figure 4-30 montre la contribution de chaque phase de vie de la mine à l'ensemble des impacts environnementaux (sans distinction des impacts *on-site* et *off-site*). Cette figure montre que les activités d'exploitation génèrent des impacts plus importants sur les trois aires de protection. Ces impacts représentent 99 ; 85 et 99% des dommages respectivement sur la santé humaine, la qualité des écosystèmes et l'épuisement des ressources. Ces résultats témoignent de l'importance des activités d'exploitation à la fois en termes de consommation de matières et d'émissions. Les impacts des activités d'après-mine (réhabilitation) et de développement (construction) de la mine ne sont toutefois pas négligeables sur la qualité des écosystèmes avec respectivement 19 et 3%. Par contre, les impacts de la phase d'exploration sont négligeables pour les trois aires de protection.

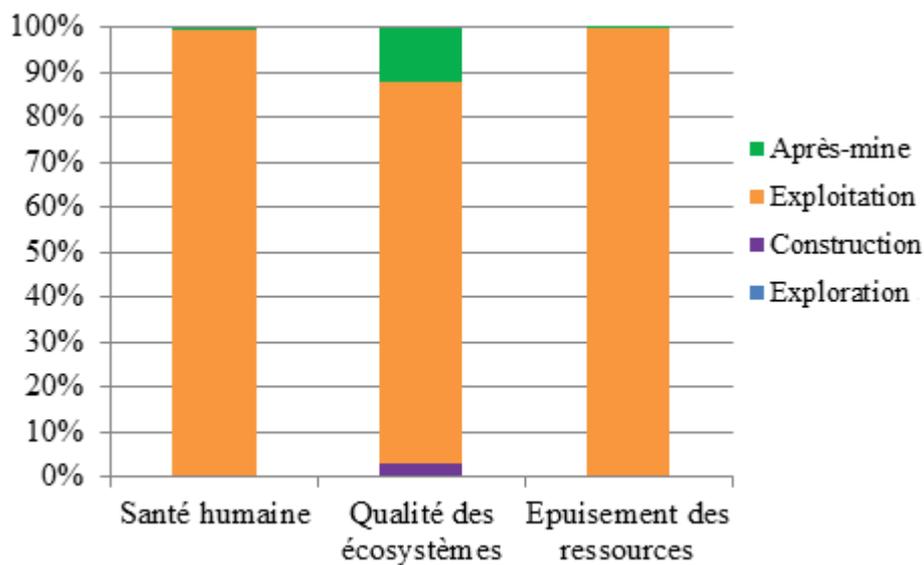


Figure 4-30 : Contribution des phases de vie de la mine par rapport à l'ensemble des dommages (impacts globaux)

4.4.2. Impacts *off-site* et *on-site* selon les phases de vie de la mine

Les données présentées dans la Figure 4-30 ont été décomposées en fonction du lieu de production des impacts (*off-site* et *on-site*) (Tableau 4-16). L'analyse fait ressortir les mêmes conclusions que celles tirées des résultats « globaux ». La phase d'exploitation aussi bien au niveau *on-site* qu'au niveau *off-site* est celle qui génère la majorité des impacts pour les trois aires de protection. Cependant, les proportions varient selon qu'il s'agisse d'impacts *on-site* ou *off-site*. Le Tableau 4-16 montre que la phase d'exploitation est entièrement responsable des dommages sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes pour ce qui concerne les

impacts *off-site*. Pour les dommages sur l'épuisement des ressources, cette phase contribue à 97% des dommages. Concernant les impacts *on-site*, la part de l'exploitation s'élève à 96 ; 82 et 100% respectivement pour les dommages sur la santé humaine, la qualité des écosystèmes et l'épuisement des ressources. Rappelons que les ressources ici, correspondent aux ressources fossiles et métalliques car à l'heure actuelle la méthode ReCiPe n'évalue pas les impacts sur l'utilisation de l'eau au niveau endpoint.

Tableau 4-16 : Contribution relative des impacts *off-site* et *on-site* générés par les différentes phases de vie de la mine sur chacune des aires de protection

Aire de protection	Exploration		Construction		Exploitation		Après-mine	
	<i>off-site</i>	<i>on-site</i>	<i>off-site</i>	<i>on-site</i>	<i>off-site</i>	<i>on-site</i>	<i>off-site</i>	<i>on-site</i>
Santé humaine	≈0%	≈0%	≈0%	<1%	≈100%	96%	≈0%	3%
Qualité des écosystèmes	≈0%	≈0%	≈0%	1%	≈100%	82%	≈0%	17%
Épuisement des ressources	≈0%	≈0%	2%	≈0%	97%	≈100%	1%	≈0%

Ces résultats révèlent encore une fois que les impacts des autres phases sont quasi-négligeables, à l'exception des dommages sur la qualité des écosystèmes produits par la phase d'après-mine (*on-site*) avec 17% des impacts.

Cette importance relative des impacts *off-site* s'explique par le fait tous les produits (matières et énergies) consommés par la mine sont produits ailleurs sur d'autres territoires et transportés vers le site. Les impacts des activités de production et de transport sont générés sur d'autres territoires et sont de ce fait comptabilisés en *off-site*.

À présent que ces premières informations sont connues nous tacherons dans la section suivante d'identifier les catégories d'impacts qui contribuent le plus aux dommages sur les aires de protection.

4.4.3. Contribution des catégories d'impacts aux dommages sur les aires de protection

Une analyse plus approfondie des résultats permet de mettre en exergue la contribution des catégories d'impacts midpoint aux dommages sur les aires de protection.

Pour ce qui concerne les impacts « globaux » (sans distinction *off-site/on-site*), les dommages sur la santé humaine sont provoqués principalement par les impacts en lien avec la toxicité humaine, le changement climatique et la formation de particules (Figure 4-31).

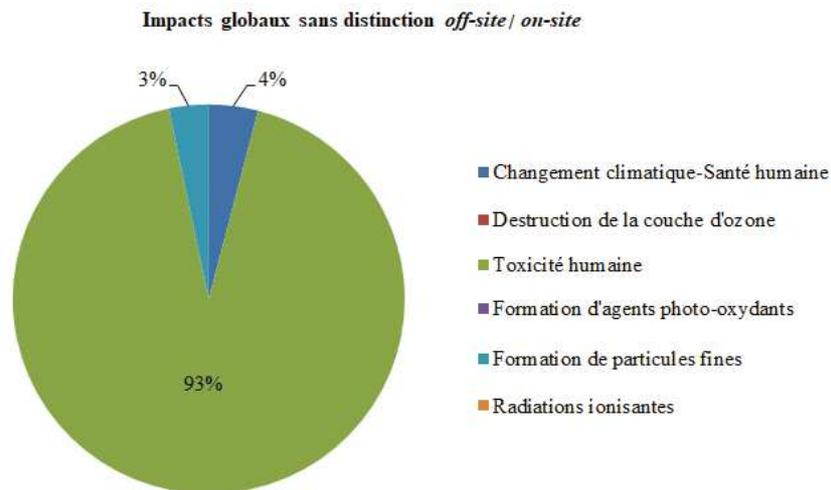


Figure 4-31 : Contribution aux dommages sur la santé humaine

Les dommages sur la qualité des écosystèmes sont essentiellement provoqués par le changement climatique, qui représente à lui tout seul 70% des contributions. Suivent, la transformation et l'occupation des terres (urbaines et agricoles), avec 23,2%. Les autres catégories d'impacts sont minoritaires (Figure 4-32).

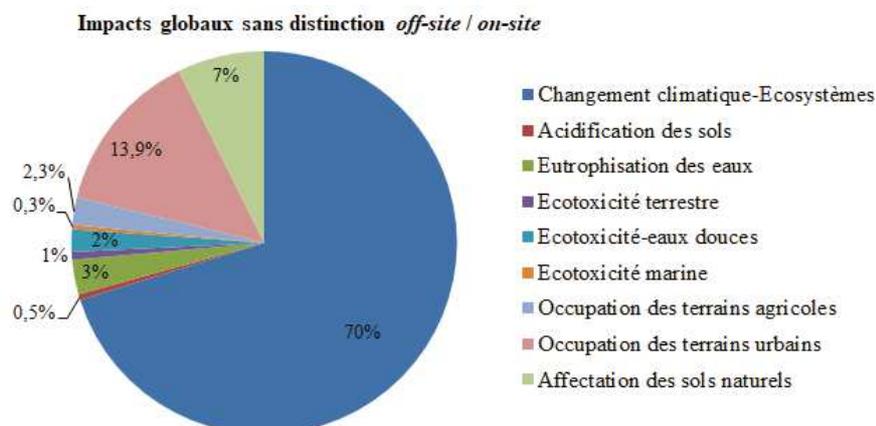


Figure 4-32 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes

Quant aux dommages sur les ressources, ils sont générés principalement par les impacts liés à l'épuisement des ressources métalliques, qui contribuent à hauteur de 90% des dommages. Les impacts liés à l'utilisation des ressources fossiles ne représentent que 10% des dommages (Figure 4-33). Ces résultats s'expliquent par le fait que nous travaillons en termes d'impacts et non de flux. Les flux en ressources fossiles sont bien plus importants en masse que les flux en métaux, mais l'aire de protection, ressource, tient plutôt compte de la rareté des différentes ressources.

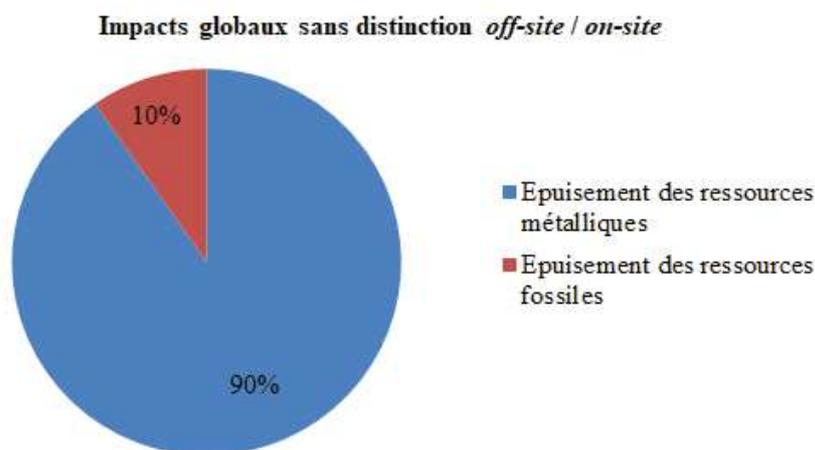


Figure 4-33 : Contribution aux dommages sur les ressources

Pour les effets *off-site*, les dommages sur la santé humaine sont essentiellement provoqués par le changement climatique qui représente un peu plus de 98% des dommages. La formation de particules et la toxicité humaine contribuent aux dommages sur la santé humaine à moins de 2% (Figure 4-34). Les dommages sur la qualité des écosystèmes sont provoqués essentiellement par les impacts en lien avec le changement climatique (Figure 4-35). Les dommages sur les ressources sont quant à eux, dominés par les impacts liés à l'utilisation des ressources fossiles avec 88% contre 12% pour les ressources métalliques (Figure 4-36).

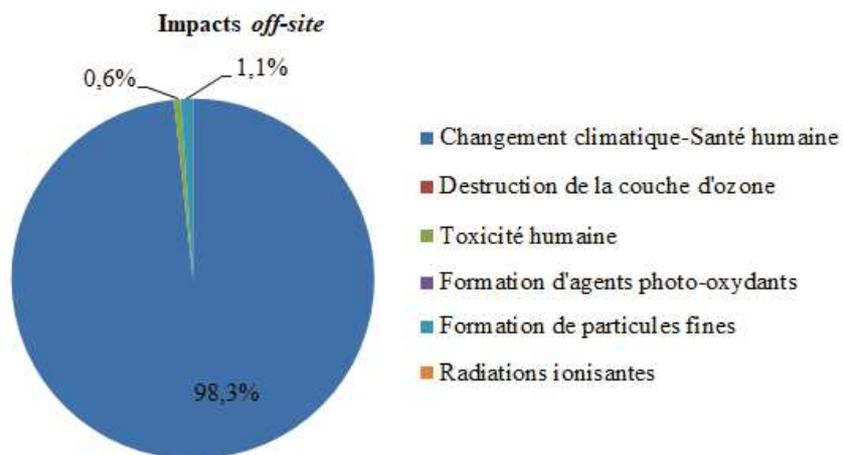


Figure 4-34 : Contribution aux dommages sur la santé humaine

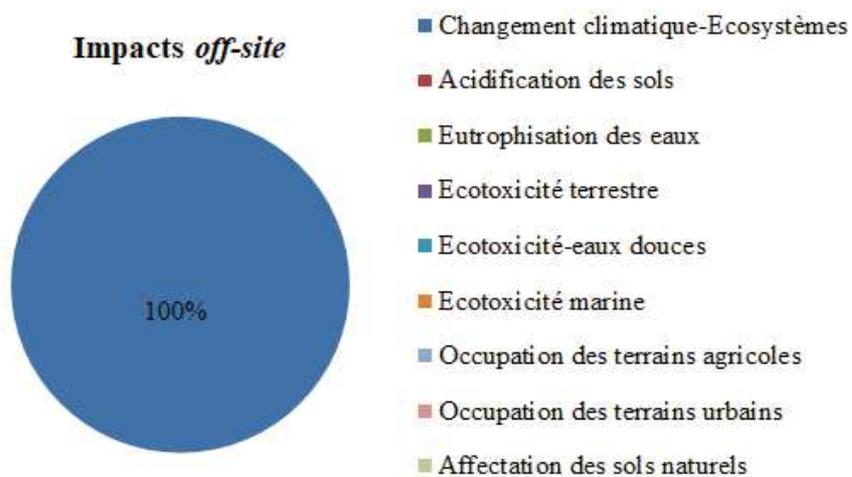


Figure 4-35 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes

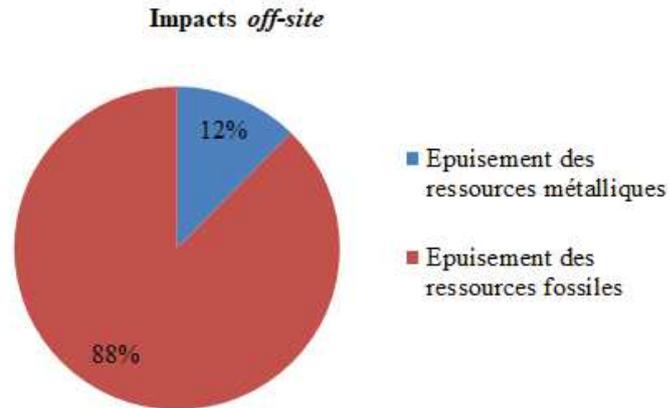


Figure 4-36 : Contribution aux dommages sur les ressources

En ce qui concerne les effets *on-site*, tout comme pour les impacts « globaux », les dommages sur la santé humaine sont générés par la toxicité humaine, le changement climatique et la formation de particules (Figure 4-37). Il en est de même pour les dommages sur la qualité des écosystèmes. Les principales catégories midpoint qui contribuent à ces dommages sont les changements climatiques, l'occupation des terres (urbaines et agricoles), l'eutrophisation des eaux, la transformation des sols et l'écotoxicité-eaux douces (Figure 4-38). Au niveau *on-site*, les dommages sur les ressources sont uniquement provoqués par les impacts sur l'utilisation des métaux (Figure 4-39).

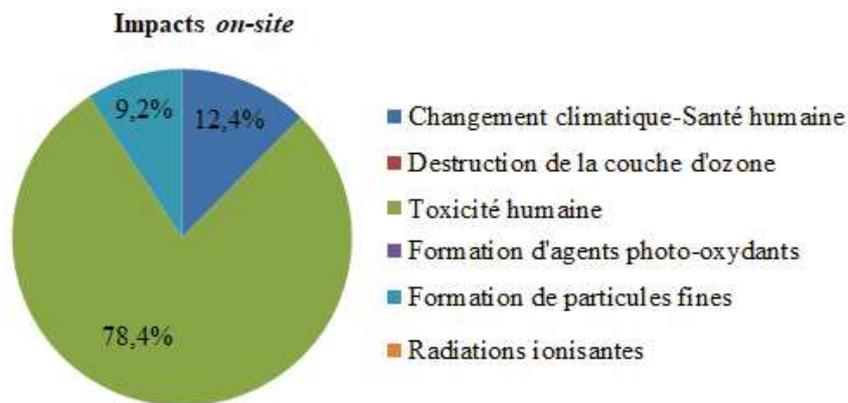


Figure 4-37 : Contribution aux dommages sur la santé humaine

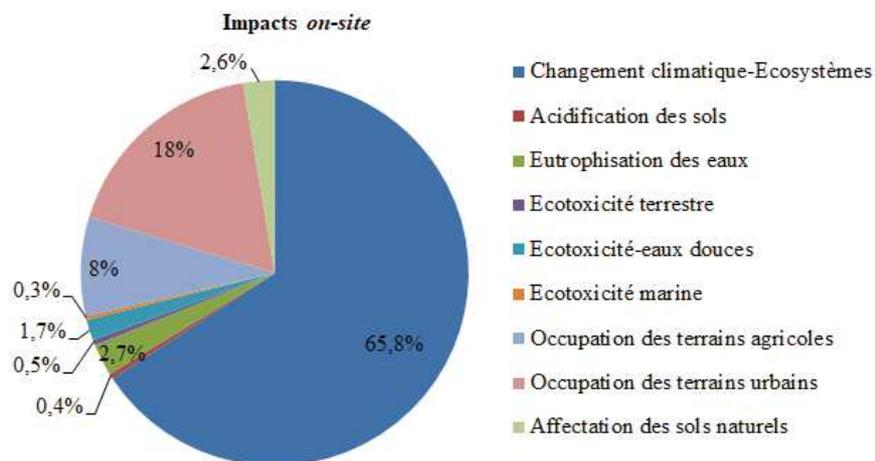


Figure 4-38 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes

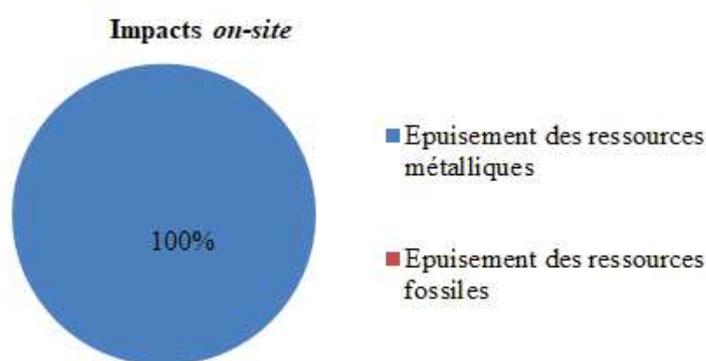


Figure 4-39 : Contribution aux dommages sur les ressources

En somme les dommages sur la santé humaine sont essentiellement provoqués par les impacts en lien avec la toxicité humaine, le changement climatique et la formation de particules. Quant aux dommages sur la qualité des écosystèmes, les principaux contributeurs sont (également) le changement climatique et l'occupation des terres (urbaines et agricoles). Enfin, les dommages sur les ressources sont générés à la fois par l'épuisement des métaux et des ressources fossiles. Le Tableau 4-17 résume les principaux indicateurs contributeurs aux dommages.

Tableau 4-17 : Tableau récapitulatif des principaux contributeurs aux dommages sur les trois aires de protection

	Impacts <i>off-site</i>	Impacts <i>on-site</i>	Impacts « globaux »
Santé humaine	Changement climatique et Formation de particules	Toxicité humaine, Changement climatique, Formation de particules	Toxicité humaine, Changement climatique, Formation de particules
Qualité des écosystèmes	Changement climatique	Changement climatique, Occupation des terres (urbaines et agricoles), Transformation des sols,	Changement climatique, Occupation des terres (urbaines et agricoles), Transformation des sols,
Ressources	Épuisement des métaux et des ressources fossiles	Épuisement des métaux	Épuisement des métaux et des ressources fossiles

Dans cette partie, nous avons pu identifier les principales catégories midpoint qui sont majoritairement responsables des dommages sur les aires de protection. Cependant, une question demeure : quelles sont les activités qui génèrent ces impacts ? Nous répondrons à cette interrogation dans la section suivante.

4.4.4. Identification des principales activités responsables des impacts identifiés

✓ Impacts « globaux »

Une analyse avancée des résultats montre que les impacts « globaux » sur le changement climatique sont principalement provoqués par les activités d'exploitation (83,2%). Ce sont les opérations de production d'explosifs, d'excavation et de transport du minerai et du stérile par des engins utilisant des combustibles fossiles ainsi que les opérations de traitement du minerai (combustion de diesel par un générateur électrique). Les opérations de remise en état du site et les activités de construction, faisant appel à des engins de chantiers alimentés par des énergies fossiles (diesel) provoquent aussi des impacts sur le changement climatique avec respectivement 13,2 et 3,6% (Tableau 4-18).

Tableau 4-18 : Principales activités sources des impacts « globaux »

Indicateurs midpoint	Activités sources d'impacts	Proportion (%)
Changement climatiques	Activité de construction	3,6
	Activité d'exploitation : production d'explosifs, excavation + transport (minerai et stérile) et traitement du minerai	83,2
	Activités de remise en état	13,2
Toxicité humaine	Opérations d'excavation et de transport du minerai	71,7
	Opérations de traitement du minerai et de gestion des résidus miniers	28,3
Formation de particules	Activités de construction	2
	Activités d'exploitation : abattage à l'explosif, excavation + transport et traitement du minerai	94,6
	Activités de remise en état	3,4
Occupation des terres (urbaines et agricoles)	Activités de construction	3,5
	Activités d'exploitation	96,5
Épuisement des métaux	Activités de construction	0,3
	Activités d'exploitation : extraction de l'or	99,7
Épuisement des ressources fossiles	Activité de construction	3
	Activités d'exploitation : production d'explosifs, excavation + transport (minerai et stérile) et traitement du minerai	93
	Activités de remise en état	4

Pour les impacts sur la toxicité humaine, les principales activités sources sont encore les opérations d'exploitation avec notamment 71,7% pour les opérations d'excavation et de transport du minerai (émission de métaux par la combustion de diesel) et 28,3% les opérations de traitement et de gestion des résidus miniers sulfurés (sulfidic tailings), dus au relargage des métaux contenus dans ces déchets. Quant à la formation de particules, elle résulte essentiellement des activités d'exploitation (94,6%), en particulier les opérations d'abattage à l'explosif, d'excavation et de transport et dans une moindre la production des réactifs de traitement du minerai. Les activités de construction de la mine et de remise en état du site contribuent accessoirement à la formation de particules avec respectivement 2 et 3,4%. Pour ce qui est de l'occupation des terres (urbaines et agricoles), les sources de ces impacts sont essentiellement liées aux activités d'exploitation aussi bien sur le site qu'en dehors de celui-ci notamment pour la production des produits chimiques (96,5 contre 3,5% pour les opérations de construction de la mine). Enfin, les impacts sur l'épuisement des ressources fossiles se répartissent entre les activités d'exploitation (93% pour les opérations de production

d'explosifs, d'excavation et transport ainsi que le traitement du minerai), les activités de remise en état (4%) et celles de construction de la mine (3%).

✓ Impacts *on-site*

Le Tableau 4-19 indique les principales activités sources des impacts *on-site*. Les impacts sur le changement climatique sont générés par les activités d'exploitation : opérations d'excavation et de transport (minerai et stérile), activités de traitement du minerai (combustion de diesel par un générateur électrique) qui représentent 76,3%. Les impacts restant sont dus aux activités de remise en état du site (22,5%) et aux activités de construction de la mine 1,2%. Les impacts sur la toxicité humaine proviennent exclusivement des opérations de traitement du minerai et de gestion des résidus miniers (sulfidic tailing) avec 99,9% de l'ensemble des impacts produits. En outre, les activités d'exploitation notamment les opérations d'abattage à l'explosif, d'excavation et de transport ainsi que de traitement (combustion de diesel) sont responsables de la formation de particules à 93,3%. Les opérations de remise en état contribuent à la création de ces impacts avec 6,3% alors que les opérations de construction représentent moins de 1%. Pour ce qui concerne les impacts sur l'occupation des terres (urbaines et agricoles), ils sont tous aussi provoqués principalement par les activités d'exploitation. Il en est de même pour les impacts en lien avec l'épuisement des ressources métalliques (Tableau 4-19).

Tableau 4-19 : Principales activités sources des impacts *on-site*

Indicateurs midpoint	Activités sources d'impacts	Proportion (%)
Changement climatiques	Activité de construction	1,2
	Activité d'exploitation : excavation + transport (minerai et stérile) et traitement du minerai	76,3
	Activités de remise en état	22,5
Toxicité humaine	Activités d'exploitation : opérations de traitement du minerai et de gestion des résidus miniers	99,9
Formation de particules	Activité de construction	< 1
	Activité d'exploitation : abattage à l'explosif, excavation + transport et traitement du minerai	93,3
	Activités de remise en état	6,3
Occupation des terres (urbaines et agricoles)	Activité de construction	< 1
	Activités d'exploitation	99,9
Épuisement des métaux	Activités d'exploitation : extraction de l'or	100

✓ Impacts *off-site*

Les impacts indirects (*off-site*) sur le changement climatique sont principalement générés par les activités de traitement de déchets dangereux de type hydrocarbures (99,9%) qui ont lieu hors du site. Il en est de même pour la formation de particules pour laquelle ces activités représentent 86,64% des impacts. Les activités d'exploitation à savoir la production de diesel ainsi que la production et le transport des réactifs de traitement du minerai (charbon actif, chaux, cyanure de sodium, etc.) et des explosifs contribuent quant à elles à 11,36% tandis que les activités de construction (production et transport des matériaux) représentent 2%. Par ailleurs, les impacts sur l'utilisation des métaux sont à 81,9% dus aux opérations de traitement des déchets d'hydrocarbures et à 18,1% dus aux activités de construction (production et transport de matériaux). Cela est certainement dû à l'utilisation de métaux pour la construction des usines de traitement de déchets dangereux. En effet, ces déchets seront confiés à une structure privée habilitée à traiter de tels déchets. À défaut d'informations réelles sur ces traitements, les procédés génériques d'Ecoinvent ont été utilisés. Les effets de globalisation à l'échelle mondiale ont certainement influencés ces résultats. Enfin, concernant les impacts sur l'utilisation des ressources fossiles, ceux-ci sont principalement provoqués par les activités d'exploitation en particulier l'utilisation du diesel pour les opérations d'excavation et de transport ainsi que les opérations de traitement du minerai et des déchets d'hydrocarbures (hors site). Les activités de construction et de remise en état sont responsables des impacts à 1,7 et 1,3% respectivement (Tableau 4-20).

Tableau 4-20 : Principales activités sources des impacts indirects (*off-site*)

Indicateurs midpoint	Activités sources d'impacts	Proportion (%)
Changement climatiques	Activités de construction : production et transport des matériaux	< 1
	Activités d'exploitation : traitement hors site des déchets d'hydrocarbures, production et transport des matériaux	99,8%
Formation de particules	Activités de construction (production et transport des matériaux)	2
	Activité d'exploitation : traitement hors site des déchets d'hydrocarbures, production et transport des matériaux	98
Épuisement des métaux	Activités de construction (production des matériaux)	18,1
	Activités d'exploitation : traitement hors site des déchets d'hydrocarbures (construction de l'unité de traitement)	81,9
Épuisement des ressources fossiles	Activités de construction (utilisation de diesel et transport de matériaux)	1,7
	Activités d'exploitation : utilisation de diesel pour les opérations d'excavation et de transport ainsi que de traitement du minerai et des déchets d'hydrocarbures (hors site)	97
	Activités de remise en état (utilisation de diesel)	1,3

4.4.5. Discussion

○ Limites de l'étude

L'analyse des résultats a montré que la plupart des impacts sont produits par les activités d'exploitation. Ces activités sont responsables des impacts potentiels de la plupart des catégories étudiées. Cependant, ces résultats présentent quelques limites liées aux hypothèses et aux incertitudes sur les données. La toute première limite porte sur la méthode d'évaluation ReCiPe (Goedkoop et *al.*, 2013). ReCiPe est en effet une méthode européenne (Néerlandaise) et a été conçue avec des réalités européennes qui pourraient ne pas être tout à fait superposables aux conditions africaines encore moins ivoiriennes. Toutefois, elle fait partie des méthodes les plus appropriées à cette étude parmi les méthodes disponibles car elle permet de quantifier les impacts à la fois au milieu de la chaîne de causalité (midpoint) et à la fin de la chaîne (endpoint) et surtout dispose de deux niveaux de normalisation (européenne et

mondiale) (Goedkoop et al., 2013). Elle a aussi déjà fait l'objet de plusieurs études réalisées hors du contexte européen (Alyaseri et Zhou, 2017) et a donné de bons résultats.

Une autre source d'incertitudes porte sur les hypothèses formulées pour pallier l'insuffisance ou le manque de données. En effet, certaines données qui n'étaient pas disponibles ou difficiles d'accès ont été supposées équivalentes aux données génériques contenues dans la base de données Ecoinvent et qui correspondent parfois à des moyennes européennes ou mondiales. L'utilisation de telles données peut constituer une source de biais dans les conclusions de l'étude. Par exemple l'électricité utilisée sur le site est d'origine hydro (barrage hydro-électrique construit sur une rivière). Cependant, compte tenu de l'absence du mixte énergétique ivoirien dans la base de données Ecoinvent et dans SIMAPRO (logiciel utilisé) qui contient cette base de données, nous avons utilisé par défaut le procédé « *Electricity, high voltage {RoW} | electricity production, hydro, run-of-river |* » qui correspond à la moyenne mondiale. Un autre exemple de ce type concerne la machinerie. Pour les opérations des machines, le procédé ecoinvent « *Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} | machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor* » a été utilisée. Cependant, plusieurs machines sont utilisées avec des puissances nominales différentes et toutes supérieures à 74,57 kW. Pour estimer les émissions potentielles de ces machines, il a été supposé une relation linéaire entre la puissance du moteur et les émissions. Ainsi des facteurs multiplicateurs ont été définis pour calculer les émissions des machines utilisées sur le terrain. De plus, malgré notre volonté de couvrir l'ensemble des activités de la mine, il nous a été difficile d'accéder à certaines données. Les opérations des machines de construction (durée de fonctionnement) pour la construction des logements et des bureaux de la base vie n'ont pu être prises en compte par l'étude. Il en est de même pour les opérations de démantèlement des équipements à la fin de vie de la mine. En outre, les besoins en vivres (nourriture) et la consommation d'électricité, l'accès aux soins de santé et bien d'autres besoins des employés de la mine n'ont pu aussi être intégrés à l'étude.

○ **Mise en relation avec d'autres études**

En dépit de cela, de nombreuses données spécifiques à la mine ainsi que d'autres données sur les matériaux entrant dans la fabrication des containers utilisés pour les logements et bureaux ont tout de même été collectées. Par conséquent les résultats obtenus semblent assez proches de la réalité. Les résultats endpoint obtenus sur les trois aires de protection ont permis de prioriser les indicateurs midpoint les plus critiques. Ce sont : le changement climatique, la

toxicité humaine, la formation de particules, l'occupation de terres (urbaines et agricoles), la transformation des sols naturels, l'eutrophisation des eaux, l'écotoxicité aquatique, et l'épuisement des ressources fossiles et métalliques.

Par ailleurs, la plupart de ces catégories d'impacts sont recommandées dans les évaluations d'impact environnemental par l'ILCD (ILCD, 2011). Le changement climatique et la formation de particules sont recommandés avec la mention « level I » (c'est-à-dire démarche scientifique assez mature et fait consensus au sein de la communauté « ACViste »). L'eutrophisation aquatique, la toxicité humaine, l'écotoxicité (eaux douce), l'épuisement des ressources (métalliques et fossiles) sont recommandés avec la mention « level II ou II/III », c'est-à-dire nécessitent quelques améliorations ou doivent être appliquées avec prudence.

Ces catégories d'impacts ont été reconnues comme pertinentes à étudier dans une ACV minière par divers auteurs (Spitzley et Tolle, 2004 ; Mangena et Brent, 2006 ; Durucan et *al.*, 2006 ; Awuah-Offei et *al.*, 2011). De plus, la récente directive de l'UE sur l'évaluation des impacts environnementaux de certains projets privés et publics révèle l'importance d'évaluer les catégories d'impacts comme l'utilisation des ressources, l'énergie, le changement climatique et la santé humaine (JOUE, 2014 ; Larrey-Lassalle et *al.*, 2017). Yellishetty et *al.* (2009) ont par ailleurs souligné l'importance de la prise en compte de l'utilisation des terres (occupation et transformation des sols) dans les ACV minières car ces impacts peuvent parfois être considérables.

Santero et Hendry (2016) reconnaissent également que ces catégories d'impacts présentent des préoccupations environnementales pertinentes. Cependant, selon ces auteurs les catégories d'impacts recommandées par le secteur de la métallurgie pour les études ACV sont limitées au changement climatique, à l'acidification, à l'eutrophisation, à la formation de particules et à la destruction de la couche d'ozone. Ils précisent en outre, que d'autres catégories d'impacts peuvent être étudiées, mais la position du groupe de travail qui a réalisé ces recommandations, est que ces impacts additionnels ne doivent pas influencer la prise de décision (Santero et Hendry, 2016).

Dans cette étude le fait que le changement climatique, la formation de particules apparaissent parmi les principaux indicateurs responsables des dommages sur la santé humaine est assez cohérent car ces impacts apparaissent lorsqu'il y a combustion de gazole (diesel) et les opérations minières consomment beaucoup le diesel (Ferreira et Leite, 2015). À contrario, les impacts liés aux radiations ionisantes et à la formation d'agents photochimiques sont mineurs

car la mine n'utilise pas d'électricité d'origine nucléaire d'une part et les process ne consomment pas autant de matières plastiques d'autre part.

L'étude a montré que les impacts sur la toxicité humaine et l'écotoxicité aquatique sont en grande partie dus aux opérations de traitement et de gestion des résidus miniers. Ces résultats sont accord avec Reid et *al.* (2009) qui ont obtenus des résultats similaires. Il en est de même pour les impacts sur le changement climatique et la formation de particules qui sont principalement dus aux opérations de la machinerie lourde.

La plupart des études ACV relevées dans la littérature minière ont quantifié les impacts au niveau midpoint à l'exception de Reid et *al.* (2009), Ferreira et Leite (2015) qui ont aussi les dommages sur les aires de protection. Les catégories d'impacts généralement étudiées sont le changement climatique (qui revient dans presque toutes les études), l'acidification des sols (Giurco et *al.*, 2001 ; Durucan et *al.*, 2006 ; Reid et *al.*, 2009 ; Awuah-Offei et *al.*, 2009), la consommation d'énergie et/ou de ressources abiotiques (Durucan et *al.*, 2006 ; Reid et *al.*, 2009 ; Norgate et Haque, 2010 ; Ferreira et Leite, 2015), l'écotoxicité (Giurco et *al.*, 2001 ; Durucan et *al.*, 2006 ; Reid et *al.*, 2009), la formation de particules (Giurco et *al.*, 2001 ; Reid et *al.*, 2009). Seule l'étude de Reid et *al.* (2009) s'est penchée sur les impacts sur l'utilisation des terres. Cependant, cette étude ne couvre pas l'ensemble de la phase d'exploitation mais s'est intéressée particulièrement à la gestion des résidus miniers.

L'ACV de la mine d'Afema a donné des « résultats satisfaisants » qui reflètent la réalité. Cependant, il est important de garder à l'esprit que ces résultats pourraient être influencés par les données génériques utilisées pour combler le manque de données spécifiques. Aussi, il est important de rappeler la spécificité de cette étude. L'électricité utilisée est d'origine hydroélectrique, alors que d'autres mines isolées sont susceptibles d'utiliser des générateurs au diesel. Les procédés décrivant les engins d'extraction et de transport utilisés ne correspondent pas en termes de puissance aux engins réellement utilisés. Les activités liées aux besoins de la base de vie (nourriture, électricité, etc.) n'ont pas pris en compte. L'épuisement des ressources métalliques *on-site* correspond à des projections d'exploitation qui, si elles sont fausses impacteraient les résultats.

Les résultats obtenus seront mis en relation dans le chapitre suivant d'une part avec les conclusions du rapport d'EIE réalisé par un cabinet privé (Nexon consulting, 2013) et d'autre part avec les résultats de la mise en œuvre de la méthodologie MAEIMIN afin de tester la convergence ou pas de ces études.

Chapitre 5 : Discussion générale et recommandations

Dans le chapitre 4, tous les résultats obtenus dans cette étude ont été présentés et discutés. Ce chapitre 5 permettra de mettre en exergue les forces et faiblesses des approches mises en œuvre. Tout d'abord les deux méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères (DRASTIC et MAEIMIN) sont comparées. Ensuite, les résultats tirés du rapport d'EIE de la mine d'or d' Afema sont comparés dans un premier temps avec les résultats de MAEIMIN puis dans un second temps avec les résultats de l'ACV. Enfin, les résultats de MAEIMIN et de l'ACV sont comparés. Cette analyse comparative permet non seulement de mettre l'accent sur les différences, mais aussi de démontrer la complémentarité de la méthodologie MAEIMIN proposée avec la méthodologie d'ACV dans la procédure d'EIE.

5.1. Comparaison de la vulnérabilité obtenue par MAEIMIN et celle calculée par DRASITC

La vulnérabilité des aquifères a été estimée à partir de la méthode MAEIMIN et de la méthode DRASTIC. Dès lors il nous paraît nécessaire de comparer les résultats de ces deux évaluations. La méthode MAEIMIN reprend quelques facteurs de DRASTIC comme la perméabilité des formations, la recharge de la nappe et le type de sol. Mais d'autres lui sont propres. Dans l'évaluation de la vulnérabilité par la méthode MAEIMIN, les résultats de la perméabilité, de la recharge et du type de sol ont été supposés identiques sur l'ensemble de la zone d'intérêt (la zone d'échantillonnage qui est une restriction de l'ensemble de la zone d'étude). Par conséquent, le même score a été attribué à l'ensemble des points d'échantillonnage. Il en est de même pour le facteur qualité physico-chimique des eaux (WQI). Cette situation fait qu'il est difficile de présenter les résultats de la vulnérabilité sous forme cartographique comme les résultats de la méthode DRASTIC. Afin de pallier cette difficulté et de pouvoir comparer les 2 types de résultats nous avons présenté les résultats de la vulnérabilité par MAEIMIN sous la forme d'un Tableau (Tableau 5-1).

Tableau 5-1 : Scores de vulnérabilité par la méthode MAEIMIN

Facteurs	Poids	Scores	Scores pondérés
Perméabilité	0,2	1	0,2
Qualité physico-chimique	0,05	3	0,15
Type de sol	0,35	2	0,7
Recharge	0,15	2	0,3
Mobilité	0,3	3	0,9
Somme	1	11	2,25

L'étude a montré que la zone d'étude (zone incluse dans le permis d'exploitation) est caractérisée par une forte vulnérabilité car le score global de vulnérabilité est de 2,25 qui est inclus dans la classe [2-3] qui est la classe forte. Les deux variables (facteurs) qui expliquent principalement ce score sont « la mobilité du polluant » et « type de sol » comme l'indique la Figure 5-1.

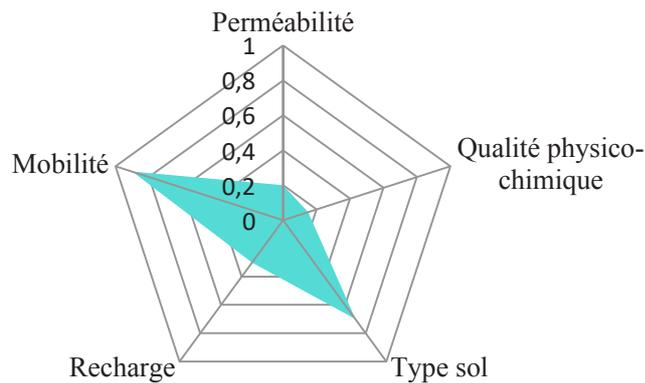


Figure 5-1: Illustration des facteurs ayant influencé la vulnérabilité

Les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité par la méthode DRASTIC a aussi montré que la zone minéralisée est dominée par la classe forte vulnérabilité.

En définitive, l'on peut conclure que les deux méthodes ont conduit à des conclusions similaires. Cependant, ces conclusions présentes quelques limites car la mobilité qui est un facteur dominant dans la vulnérabilité selon MAEIMIN n'est pas une propriété de l'aquifère mais est spécifique au polluant considéré. De plus, elle a été évaluée de manière qualitative dans cette étude. Une évaluation à partir de données expérimentales pourrait conduire à des conclusions différentes.

5.2. Comparaison des résultats de l'évaluation des impacts par MAEIMIN et ceux du rapport d'EIE

5.2.1. Rappel des résultats de l'EIE (Nexon consulting, 2013)

En 2013, le bureau d'étude en environnement Nexon consulting a réalisé une étude d'impact environnemental et social (EIES) du projet de construction de la mine d'Afema. Comme il est de pratique et selon les prescriptions de l'Agence Nationale de l'Environnement (ANDE), organisme chargé du suivi de l'élaboration des études d'impact en Côte d'Ivoire, l'EIES a concerné aussi bien les questions environnementales que les questions sociales. Cependant,

pour être cohérent avec la présente étude nous ne présentons que les résultats sur la pollution potentielle des eaux (eaux de surface et eaux souterraines). Lors de leur étude, la méthode utilisée pour évaluer l'importance de l'impact est celle préconisée par Hydro-Québec (Hydro-Québec, 1990). Cette méthode utilise des matrices simples et repose essentiellement sur l'appréciation de la valeur des composantes environnementales ainsi que sur l'intensité, l'étendue et la durée des effets appréhendés (positifs ou négatifs) sur chacune des composantes environnementales (Nexon consulting, 2013). Au final, ces trois critères sont agrégés en un indicateur de synthèse, l'importance de l'impact, qui permet de porter un jugement sur une composante environnementale donnée et sur l'ensemble des impacts prévisibles du projet. La Figure 5-2 illustre schématiquement l'essentiel de la démarche.

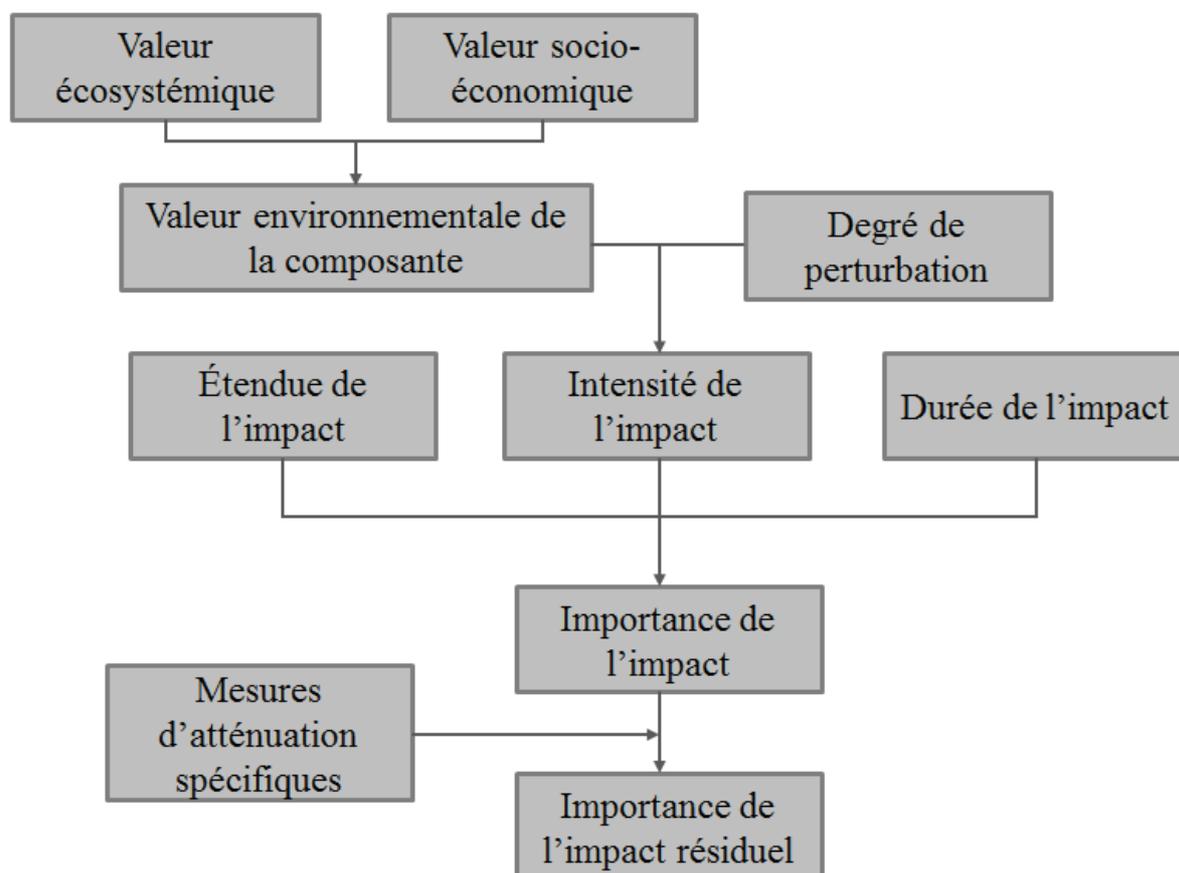


Figure 5-2 : Processus d'évaluation des impacts environnementaux et sociaux (Nexon consulting, 2013)

Les résultats de cette étude, principalement les résultats sur la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines sont présentés dans les Tableaux 5-2 et 5-3. Notons que dans le rapport d'EIES, dès fois, le type d'eau concerné (souterraine ou de surface) n'est pas précisé. Il est simplement fait mention de « pollution de l'eau ».

Tableau 5-2: Principales conclusions de l'évaluation d'impact environnemental de la mine d'Afema : pollution des eaux de surface (Nexon Consulting, 2013)

Phase de vie	Sources d'impacts	Composantes environnementales impactées	Nature de l'impact	Matrice d'évaluation de l'impact			Importance de l'impact
				Intensité	Étendue	Durée	
Préparation du site	Installation du chantier	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Ponctuelle	Courte	Très faible
	Travaux de décapage, de terrassement et de nettoyage du site	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
Construction	Construction de l'usine de traitement	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
	Circulation et utilisation de la machinerie	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
			Pollution de l'eau par les fuites lors de la maintenance des véhicules	Faible	Locale	Courte	Très faible
	Construction des infrastructures administratives (bureaux, laboratoires, ateliers, entrepôts, etc.)	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Ponctuelle	Courte	Très faible
			Construction des bassins à résidus	Faible	Locale	Courte	Très faible
			Construction de l'aire de dépôt de terrils	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale
	Pollution de l'eau par les fuites lors de la maintenance des véhicules	Faible			Locale	Courte	Très faible
Aménagement des pistes	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Ponctuelle	Courte	Très faible	
Exploitation	Utilisation des infrastructures administratives	Eaux de surface	Pollution des cours d'eau par les rejets d'eaux usées domestiques	Faible	Locale	Longue	Faible
	Fonctionnement du	Eaux de	Pollution des cours d'eau par les rejets	Moyenne	Locale	Longue	Moyenne

	camp minier	surface	domestiques				
	Fonctionnement des terrils	Eaux de surface	Pollution par drainage minier acide des terrils	Faible	Locale	Longue	Faible
	Fonctionnement de l'usine de traitement	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Longue	Faible
	Fonctionnement des bassins à résidus	Eaux de surface	Pollution des cours d'eau par déversement accidentel (rupture des dispositifs de canalisation)	Moyenne	Locale	Longue	Moyenne
		Eau	Pollution par les déchets du chantier	Forte	Locale	Courte	Moyenne
Cessation des activités	Réhabilitation de la mine	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Forte	Locale	Courte	Moyenne

Tableau 5-3: Principales conclusions de l'évaluation d'impact environnemental de la mine d'Afema : pollution des eaux souterraines (Nexon Consulting, 2013)

Phase de vie	Sources d'impacts	Composantes environnementales impactées	Nature de l'impact	Matrice d'évaluation de l'impact			Importance de l'impact
				Intensité	Étendue	Durée	
	Installation du chantier	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Ponctuelle	Courte	Très faible
Préparation du site	Travaux de décapage, de terrassement et de nettoyage du site	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
	Construction de l'usine de traitement	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
	Circulation et utilisation de la machinerie	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
			Pollution de l'eau par les fuites lors de la maintenance des véhicules	Faible	Locale	Courte	Très faible
	Construction des infrastructures	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Ponctuelle	Courte	Très faible

Construction	administratives (bureaux, laboratoires, ateliers, entrepôts, etc.)						
	Construction des bassins à résidus	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
	Construction de l'aire de dépôt de terrils	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Locale	Courte	Très faible
			Pollution de l'eau par les fuites lors de la maintenance des véhicules	Faible	Locale	Courte	Très faible
Aménagement des pistes	Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Faible	Ponctuelle	Courte	Très faible	
Exploitation	Fonctionnement des terrils	Eaux souterraines	Pollution par infiltration des eaux du drainage minier acide	Faible	Locale	Longue	Faible
	Fonctionnement de l'usine de traitement	Eaux souterraines	Pollution par infiltration des eaux de surface contaminées par des sous-produits	Faible	Locale	Longue	Faible
	Fonctionnement des bassins à résidus	Eaux souterraines	Pollution due aux fuites et à la mauvaise étanchéité de l'ouvrage	Moyenne	Locale	Longue	Moyenne
Cessation des activités	Réhabilitation de la mine	Eau	Pollution par les déchets du chantier	Forte	Locale	Courte	Moyenne
		Eau	Pollution de l'eau par déversement accidentel d'hydrocarbures	Forte	Locale	Courte	Moyenne

Afin de bien prendre en compte l'ensemble des impacts, nous avons comptabilisé ces impacts à la fois pour les eaux de surface et pour les eaux souterraines (Tableau 5-2 et 5-3). Pour chaque cas, 4 phases ont été identifiées à savoir la préparation du site, la construction du site, l'exploitation de la mine et la cessation des activités.

Les principales sources de pollution des eaux sont les activités de construction (site, bureau, usine, bassins, etc.) au cours desquelles, mais aussi lors de la maintenance des véhicules des hydrocarbures peuvent se déverser accidentellement. Les impacts potentiels qui en résultent sont tous estimés très faibles pendant la préparation du site et au cours de la construction de la mine à la fois pour les eaux de surface et pour les eaux souterraines. Pendant la phase d'exploitation et pour les eaux souterraines, les sources d'impacts potentiels sont les terrils stockés en surface, l'usine de traitement et les bassins à résidus. La pollution potentielle des eaux souterraines est faible, faible et moyenne respectivement pour les trois sources. Pour les eaux de surface, les sources de pollution sont en plus de celles identifiées pour les eaux souterraines, les installations administratives (bureaux, ateliers, etc.). Mais ici également comme pour les eaux souterraines, la pollution potentielle varie de faible à moyenne (Tableau 5-2). À la fin des activités, les travaux de réhabilitation peuvent conduire à la pollution des eaux. Cette pollution peut particulièrement provenir soit des terrils soit par déversement accidentel d'hydrocarbures avec un impact moyen pour chacun des cas aussi bien pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines.

Ces résultats ont ensuite été comparés avec ceux obtenus par la mise en œuvre de la méthodologie MAEIMIN. Il ressort de cette analyse comparative quelques points de divergence (Tableau 5-4). Premièrement, la phase d'exploration n'a pas été considérée par l'EIES alors que dans MAEIMIN toutes les phases vie de la mine ont été prises en compte. En outre, dans l'étude d'EIES, la préparation du site a été considérée comme une phase indépendante tandis que dans MAEIMIN, elle a été incluse dans la phase de développement (ou de construction). Une autre différence entre les deux études est que de nombreux scénarios de pollution des eaux comme la lixiviation des sols contaminés et celle des fronts de taille (travaux miniers) n'ont pas été abordés par l'EIES. Lors de la phase d'exploitation, la pollution par le scénario potentiel impliquant un déversement d'hydrocarbures est absent dans l'EIES même si le niveau d'impact qui en résulte est faible avec MAEIMIN pour les eaux souterraines (mais moyen pour les eaux de surface). En outre, dans la présente étude (MAEIMIN), l'importance de la pollution des eaux due à la lixiviation potentielle des terrains contaminés est forte, alors que ce scénario n'est pas pris en compte dans l'EIES.

Tableau 5-4 : Comparaison des résultats de MAEIMIN et de ceux du rapport d'EIES (cas des eaux souterraines)

Phase de vie de la mine	Source de pollution	Situation dangereuse	Résultat EIES	Résultat MAEIMIN
Exploration	Stockage d'hydrocarbures	Fuite/déversement	La phase d'exploration n'a pas été considérée dans l'EIE	Faible
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue		-
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils		-
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation		-
	Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage des terrains contaminés		-
	Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers		-
	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)		-
Préparation du site	<i>Installation du chantier</i>	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	Incluse dans la phase de construction
	<i>Travaux de décapage, terrassement et nettoyage du site</i>	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	
Construction	Stockage d'hydrocarbures et maintenance des véhicules:	Fuite/déversement		Faible
	- ¹ Construction de l'usine de traitement	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	
	-Circulation et utilisation des machines	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	
	- Circulation et utilisation des machines	<i>Fuite pendant la maintenance des véhicules</i>	Très faible	
	-Construction des infrastructures administratives	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	
	-Construction des bassins à résidus	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	
	-Construction de l'aire de dépôt des terrils	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	
	- Construction de l'aire de dépôt des terrils	<i>Fuite pendant la maintenance des véhicules</i>	Très faible	
	- Aménagement des routes	<i>Déversement accidentel d'hydrocarbures</i>	Très faible	
	² Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue		-
² Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	Ces scénarios n'ont pas été considérés par l'EIES	-	
² Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation		Moyen	
² Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage des terrains contaminés		Moyen	
² Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers		-	
² Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	-	-	
² Stockage d'hydrocarbures et maintenance des	Fuite/déversement	Pas pris en compte par	Faible	

Exploitation	véhicules		l'EIES	
	Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	Moyen	Moyen
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils	Faible	Fort
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	Faible	Fort
	² Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage des terrains contaminés	Pas pris en compte par l'EIES	Fort
	² Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers		-
	² Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)		-
Cessation des activités (après-mine)	Purge des équipements	Fuite/déversement (d'hydrocarbures)	Moyen	Moyen
	² Stockage de résidus de traitement (boues et effluents)	Fuite/rupture de digue	Pas pris en compte par l'EIES	Fort
	Stockage de résidus de traitement (terrils)	Lessivage des terrils		Fort
	Stockage de stérile d'exploitation	Lessivage des stériles d'exploitation	Moyen	Fort
	² Sols contaminés par les éléments traces métalliques (ETM)	Lessivage des terrains contaminés	Pas pris en compte par l'EIES	Fort
	² Travaux miniers	Lessivage des travaux miniers		Fort

"1" les éléments en italique correspondent à ceux qui sont pris en compte uniquement par l'EIES

"2" correspond aux éléments pris en compte uniquement par MAEIMIN

"-" indique que les sources de pollution sont absentes

C'est aussi le même constat pour la pollution des eaux souterraines qui peut résulter de la lixiviation de terrains contaminés par des éléments traces métalliques et de la lixiviation des cavités minières à l'après-mine. Cependant, la pollution potentielle liée à la rupture des digues à résidus (appelé fuite ou mauvaise étanchéité de la structure du barrage dans l'EIES) est moyenne dans les deux études. À la fin des activités, cet impact est fort avec MAEIMIN alors qu'il n'est pas estimé dans l'EIES.

À la lumière de ce qui précède, l'on peut noter que les impacts estimés à l'aide de la méthodologie MAEIMIN sont plus importants par rapport aux résultats du rapport d'EIES. Cette différence s'explique par le mode d'évaluation. En effet, dans l'EIE l'intensité, la portée et la durée sont les critères d'évaluation de l'importance de la pollution alors que MAEIMIN tient compte de la vulnérabilité intrinsèque (paramètre géologiques et climatiques) du site et de la nature dangereuse du polluant. De cette façon, MAEIMIN utilise des hypothèses maximalistes c'est-à-dire qu'elle suppose d'emblée une durée, une intensité et une portée maximale. Tous les polluants étudiés ici sont potentiellement dangereux. De ce fait le niveau de gravité a été systématiquement élevé. Ce niveau de gravité élevé a probablement influencé le résultat final c'est-à-dire le niveau de l'impact. Mais quoiqu'il en soit, une surestimation (tout en restant dans la limite du raisonnable) du niveau de risque est préférable à une sous-estimation, car en cas de surévaluation, les mesures de prévention arrêtées permettent de se mettre à l'abri d'une pollution contrairement à la sous-évaluation. Ainsi nous pouvons conclure que les résultats obtenus avec MAEIMIN sont satisfaisants. MAEIMIN a permis d'avoir une vision plus globale de la pollution potentielle des eaux dans la région d' Afema.

5.3. Comparaison des résultats de l'ACV et ceux du rapport d'EIES

D'une façon expresse et afin de rester dans la logique des résultats de MAEIMIN qui ne portent que sur les ressources en eau (pour l'étude de cas), nous ne discutons que des résultats sur la pollution des eaux. Les résultats de l'EIES et ceux de l'ACV ne sont pas tout à fait comparables. Les résultats de l'EIES proviennent d'une évaluation qualitative et ne concernent que les impacts directs de la mine (*on-site* : impacts des activités de premier plan). Tandis que les résultats de l'ACV sont une estimation quantitative de l'ensemble des impacts potentiels (*on-site* et *off-site*). De plus, les résultats de l'ACV ne distinguent pas l'impact sur les eaux de surface de celui des eaux souterraines. Alors que dans le rapport d'EIES, les deux types d'eau sont séparés. Afin d'avoir une même base de comparaison, dans un premier temps, nous ne considérons que les impacts *on-site* sur la santé humaine de l'ACV. Aussi,

nous ne faisons pas de distinction entre les eaux souterraines et de surface. Dans un second temps, nous discuterons des impacts *off-site*.

L'EIES n'évalue pas l'impact sur la santé humaine pendant la phase d'exploration. De son côté, l'ACV révèle que cet impact est nul. Ensuite, au cours de la phase de construction, la pollution potentielle des eaux est jugée très faible dans l'EIES. L'ACV indique aussi que l'impact sur la santé humaine est très faible (< 1%). Cependant, l'ACV a montré de très forts impacts (96%) sur la santé humaine pendant l'exploitation tandis que selon l'EIES la pollution potentielle des eaux est faible à moyen. Enfin, à la fin des activités, l'impact potentiel sur la santé humaine est très faible également (3%) alors que la pollution potentielle des eaux est d'une importance moyenne selon l'EIES. Ces différences observées peuvent s'expliquer par le fait que l'ACV évalue et intègre plusieurs catégories d'impacts telles que le changement climatique et la formation de particules qui ne sont a priori pas comptabilisé dans l'évaluation de la pollution des eaux dans l'EIES. Par ailleurs, l'ACV a montré des impacts *off-site* plus importants que les impacts *on-site*, alors que l'EIE classique n'a pas évalué les impacts *off-site*.

Les différences entre l'ACV et l'EIE se situent principalement au niveau du champ de l'étude. Alors que l'EIE s'intéresse classiquement aux impacts spécifiques au site (projet et son environnement), l'ACV évalue ces impacts *on-site* et va au-delà en caractérisant les impacts produits sur d'autres territoires mais dont les activités génératrices sont liées au produit (projet le cas échéant) étudié. En outre, l'ACV évalue des impacts tels que l'utilisation des ressources (métalliques et fossiles) qui ne sont pas évalués par l'EIE. Pour les impacts sur l'utilisation des terres, l'ACV distingue les impacts sur la transformation des sols et les impacts sur l'occupation des terres alors qu'en EIE, seule la transformation des sols est généralement considérée. À l'inverse, en EIE, les impacts positifs pour la société, en particulier les communautés locales (revenu, construction d'infrastructures sanitaires, éducatives, etc.) sont en plus des impacts négatifs potentiels évalués. De plus, d'autres types d'impact comme les nuisances sonores, les vibrations, les impacts paysagers et même parfois les impacts physiques (sur l'homme) sont considérés en EIE.

5.4. Comparaison des résultats de l'ACV et ceux de MAEIMIN

Comme pour la section précédente, nous comparons les résultats de MAEIMIN aux résultats *on-site* de l'ACV car MAEIMIN s'intéresse aux activités de premier plan donc aux impacts locaux. Par contre MAEIMIN s'intéresse à la fois aux conditions normales et dégradées de

fonctionnement alors que l'ACV ne se limite qu'au fonctionnement normal du système, mais en quantifiant tous les impacts potentiels (*on-site* et *off-site*). Pour la phase d'exploration, MAEIMIN a révélé une pollution potentielle faible des eaux alors que pour l'ACV, l'impact potentiel sur la santé humaine est nul. Les deux études donnent aussi des résultats différents au cours de la construction et à l'après-mine. Cependant, elles montrent toutes les deux que la phase d'exploitation est celle qui génère le plus d'impacts. Pour l'ACV, les impacts sur la santé humaine sont essentiellement dus aux émissions de métaux par les activités d'exploitation (traitement du minerai et gestion des résidus miniers ainsi que les émissions de l'abattage). Ce qui est en accord avec les conclusions de MAEIMIN. Par contre l'ACV ne tient pas compte des spécificités locales (notamment la géologie et le climat) de la zone et n'évalue que les impacts potentiels additionnels (Jeswani et *al.*, 2010). Ainsi, on peut noter que MAEIMIN évalue mieux la pollution potentielle à travers l'intégration des spécificités locales et de l'état initial de l'environnement du site d'étude. Cependant, l'étude de cas n'a traité que de la pollution potentielle des eaux. Il serait intéressant de l'étendre aux autres compartiments environnementaux afin de tester la robustesse globale de la méthode. Par ailleurs, d'une façon rigoureuse, comme dans la plupart des EIE actuelles MAEIMIN n'identifie que l'impact potentiel avec pour cible les compartiments de l'environnement et ne va pas jusqu'à l'impact réel sur la cible homme. Pour la pollution des eaux par exemple des pistes de réflexion sont envisagées sur l'évaluation de l'impact sur l'homme. La définition de l'importance vitale de la ressource et l'impact lié à la perte de la disponibilité.

L'ensemble de la comparaison méthodologique est résumé dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5.5 : Tableau récapitulatif de la comparaison méthodologique

	Aspects pris en compte		
	EIE	MAEIMIN	ACV
Phases de vie de la mine	Préparation Construction Exploitation Après-mine	Exploration Développement Exploitation Après-mine	Exploration Développement Exploitation Après-mine
Sources d'impacts considérées	Activités de construction, maintenance des véhicules, terrils stockés en surface, usine de traitement, bassins à résidus, travaux de réhabilitation	Stockage d'hydrocarbures Maintenance des véhicules, effluents miniers, terrils, stériles d'exploitation, sols préalablement contaminés par les ETM, travaux miniers	Utilisation de matières et d'énergies, émission de déchets (dans les sols, les eaux et l'air), défrichages, effluents miniers, terrils, stériles d'exploitation
Analyse des forces et faiblesses			
Points forts	<ul style="list-style-type: none"> - L'EIE s'intéresse classiquement aux impacts spécifiques au site (projet et son environnement) ; - les impacts positifs pour la société, en particulier les communautés locales (revenu, construction d'infrastructures sanitaires, éducatives, etc.) sont en plus des impacts négatifs potentiels évalués ; - d'autres types d'impact comme les nuisances sonores, les vibrations, les impacts paysagers et même parfois les impacts physiques (sur l'homme) sont considérés en EIE 	<ul style="list-style-type: none"> - MAEIMIN s'intéresse à la fois aux conditions normales et dégradées de fonctionnement ; - pour évaluer l'impact, MAEIMIN intègre les spécificités locales et l'état initial de l'environnement du site d'étude ; - MAEIMIN s'adresse à l'ensemble des compartiments de l'environnement (eau, biodiversité, air) 	<ul style="list-style-type: none"> - l'ACV évalue les impacts <i>on-site</i> et va au-delà en caractérisant aussi les impacts <i>off-site</i> ; - pour les impacts sur l'utilisation des terres, l'ACV distingue les impacts sur la transformation des sols et les impacts sur l'occupation des terres ; - l'ACV évalue des impacts tels que l'épuisement des ressources (métalliques et fossiles), le changement climatique, la formation de particule, les radiations ionisantes etc.
Points faibles	<ul style="list-style-type: none"> - L'EIE n'évalue pas l'impact sur l'épuisement des ressources, le changement climatique, la formation de particules, etc. ; - L'EIE ne prend pas en compte les impacts générés par les activités du projet et produits hors du site ; - Pour les impacts sur l'utilisation des terres, l'EIE n'évalue généralement que la transformation des sols et n'évalue pas les impacts liés leur occupation 	<ul style="list-style-type: none"> - MAEIMIN n'évalue pas le changement climatique, l'épuisement des ressources, la formation de particules, etc. ; - pour l'instant, l'évaluation est plutôt qualitative et n'est pas basée sur des tests statistiques et modèles sur le devenir des polluants ; - les effets d'antagonisme ou de neutralisation des polluants ne sont pas pris en compte 	<ul style="list-style-type: none"> - l'ACV n'évalue pas des impacts positifs (mais peut caractériser des impacts évités) ; - les nuisances sonores et les vibrations ne sont pas évaluées par l'ACV ; - l'ACV n'est pas trop pertinente au niveau local

Conclusion générale

L'étude d'impact environnemental est une procédure réglementaire obligatoire avant la réalisation de tout projet d'envergure susceptible de modifier la qualité de l'environnement. Cependant, il a été démontré dans la littérature que la réglementation n'impose aucune méthode d'évaluation des impacts et que les évaluateurs sont par conséquent libres de choisir la méthode qui leur convient. En principe, l'EIE doit prendre en compte les impacts directs, indirects, cumulatifs, permanents, temporaires, positifs et négatifs d'un projet et couvrir l'ensemble de la phase de vie du projet. Les impacts locaux et globaux doivent aussi être considérés par l'EIE. Mais dans la pratique tout cela n'est pas suivi. Dans cette étude nous avons proposé une nouvelle méthode d'évaluation des impacts environnementaux des projets miniers. Cette méthode couvre l'ensemble des phases de vie d'une mine et permet d'évaluer aussi bien la mine dans un fonctionnement normal que dans un fonctionnement dégradé (événement accidentel). Cependant, elle ne permet d'évaluer que les impacts locaux c'est-à-dire des impacts dont les effets sont ressentis à l'échelle locale/régionale. Afin de garantir la prise en compte de tous les impacts (locaux et globaux, directs et indirects) nous avons testé l'applicabilité de la méthodologie d'ACV dans l'évaluation environnementale d'un projet minier. Pour ce faire une mine d'or en Côte d'Ivoire a été choisie pour une étude de cas.

Pour la méthode MAEIMIN l'étude de cas a exclusivement porté sur la pollution potentielle des ressources en eau. Tandis que l'ACV a pour sa part porté sur l'ensemble des impacts potentiels à l'exception du bruit.

Afin de caractériser l'environnement initial du site de la future mine d' Afema (mine choisie), une étude des caractéristiques physicochimiques des eaux et des sols a été réalisée. En outre, la vulnérabilité intrinsèque à la pollution des eaux souterraines de la future zone minière a été étudiée. Au terme de cette étude nous pouvons retenir les conclusions ci-après :

Sur l'état initial

- les eaux souterraines étudiées présentent une contamination au Cd affectant ainsi la qualité générale de ces eaux ;
- une contamination des eaux de surface, notamment des eaux des fosses de l'ancienne exploitation et de la rivière Noé a aussi été constatée ;
- l'étude réalisée sur la qualité des sols a révélé une contamination aussi bien des sols prélevés dans l'environnement immédiat de l'ancienne exploitation que des sols prélevés à l'extérieur de cette zone immédiate.

- la contamination des eaux et des sols étudiés proviendrait soit de l'activité minière qui a eu lieu dans la zone soit de l'activité agricole qui est aussi dominante dans la zone d'étude ;
- une étude plus détaillée couvrant à la fois la période de haute eaux et celle des basses eaux d'une part et les types de fertilisant utilisés par les agriculteurs d'autre part permettrait de déterminer l'origine exacte des contaminants (Cd, Pb et As) ;
- l'étude de la vulnérabilité des aquifères a montré que la zone minière d' Afema est caractérisée par une vulnérabilité forte ;

Sur les études de cas :

L'application de la méthode MAEIMIN sur la future mine d' Afema a montré une pollution potentielle des eaux (eaux de surface et eaux souterraines). Cette pollution potentielle a été estimée plus forte pendant les phases d'exploitation et d'après-mine. Les scénarios qui conduisent à cette pollution sont ceux impliquant les résidus miniers, les travaux miniers et bassins à résidus.

L'ACV réalisé a confirmé que la phase d'exploitation est celle qui génère le plus d'impacts. La mise en œuvre de cette méthode a permis d'évaluer des impacts qui ne sont traditionnellement pas évalués dans les EIE. L'ACV a montré des impacts significatifs sur le changement climatique, la formation de particules ou encore l'utilisation des terres. L'étude a aussi montré que les impacts des activités d'arrière-plan (*off-site*) ne sont pas négligeables. Enfin, au niveau des impacts des activités de premier plan (*on-site*), l'étude a révélé que la toxicité humaine est essentiellement due aux émissions de métaux à partir des résidus miniers, des opérations d'abattage à l'explosif et de la combustion de diesel confirmant ainsi les résultats de MAEIMIN.

Ces études de cas ont permis de valider la méthode MAEIMIN développée dans cette thèse. Elles ont aussi montré la complémentarité de l'ACV et de MAEIMIN.

Recommandations et perspectives

L'étude de cas de MAEIMIN a porté uniquement sur la pollution des eaux. Il convient de l'étendre dans les prochains travaux aux autres compartiments de l'environnement afin de tester de sa pertinence comme méthode d'évaluation d'impacts dans la procédure d'EIE.

Il convient aussi d'étudier l'incertitude liée à l'élaboration des facteurs de prédisposition par la technique d'analyse multicritère.

De plus, compte tenu des forces et faiblesses identifiées pour MAEIMIN et l'ACV:

- (1) MAEIMIN s'intéresse aussi bien aux événements accidentels que chroniques et,
- (2) tient compte des spécificités de la zone,
- (3) mais n'évalue pas les impacts globaux comme le changement climatique, l'utilisation des ressources (fossiles et métalliques) et que,
- (4) l'ACV évalue ces impacts globaux (qui sont de plus en plus recommandés par les législations et les organismes de protection de l'environnement) d'une part et,
- (5) permet de prendre en compte les impacts *off-site* qui sont parfois significatifs d'autre part,
- (6) mais intègre moins bien les spécificités locales, nous recommandons la combinaison de ces méthodes dans les EIE des projets miniers.

Par ailleurs, afin d'améliorer et de faciliter la prise de décision, nous envisageons à l'avenir d'intégrer MAEIMIN dans les SIG pour une spatialisation des résultats.

Enfin, au regard du nombre et de la qualité des données nécessaires pour la réalisation de ces études, nous plaidons pour une collaboration plus étroite des entreprises minières afin de fournir les données pour des études plus précises et pertinentes.

Références bibliographiques

Adiaffi B. (2008). Apport de la géochimie isotopique, de l'hydrochimie et de la télédétection à la connaissance des aquifères de la zone de contact "socle-bassin sédimentaire" du sud-Est de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat, Université Paris Sud, 231p.

Adou K. (1995). Contrôle pétrographique et structural de la minéralisation en or dans le couloir de cisaillement de l'Afema. Mémoire de DEA Université de Cocody, Abidjan, 51p.

African Development Bank (1994). Environmental Assessment Guidelines. African Development Bank. African Development Bank Fund, Abidjan, Côte d'Ivoire, 56p.

Agrawal M.L., Dikshit A.K. (2002). Significance of Spatial Data and GIS for Environmental Impact Assessment of Highway Projects. *Indian Cartographer*, 4, 262p.

Ahoussi K. E. (2008). Évaluation quantitative et qualitative des ressources en eau dans le Sud de la Côte d'Ivoire. Application de l'hydrochimie et des isotopes de l'environnement à l'étude des aquifères continus et discontinus de la région d'Abidjan-Agboville. Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody-Abidjan (Côte d'Ivoire), 270p.

Aké G.E. (2010). Impacts de la variabilité climatique et des pressions anthropiques sur les ressources hydriques de la région de Bonoua (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). Thèse unique de Doctorat. Université de Cocody Abidjan, 260p.

Aller L., Bennett T., Lehr J.H., Petty R. and Hackett G. (1987). DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution in potential using hydrogeological settings, *Jour. Geol. Soc. India*, 29 (1), pp. 23-37.

Allou B. (1998). Étude pétrographique et métallographique des formations birimiennes de l'Afema: cas des mines de Jonction et de Toliesso. Mémoire de DEA, Université de Cocody, Abidjan, 46p.

Alyaseri I., Zhou J. (2017). Towards better environmental performance of wastewater sludge treatment using endpoint approach in LCA methodology. *Heliyon* 3.

Artignan D., Baranger P., Billaud P., Lansart M., Mazenc B. (2008). L'élaboration des plans de prévention des risques miniers, guide méthodologique, volet technique relatif à

l'évaluation de l'aléa « pollution des sols et des eaux » Rapport final, BRGM/RP-55143-FR 109p.

Asian Development Bank (1993). Environmental Guidelines for Selected Infrastructure Projects. Office of the Environment. Asian Development Bank, 128p.

Assié K.E. (2008). Lode gold mineralization in the Paleoproterozoic (Birimian) volcano-sedimentary sequence of Afema gold district, southeastern Côte d'Ivoire. Dissertation, Technical University of Clausthal, 198p.

Aubertin M., Cifuentes E., Martin V., Apithy S., Bussière B., Molson J., Chapuis R.P. and Maqsoud A. (2006). An investigation of factors that influence the water diversion capacity of inclined covers with capillary barrier effects. Geotechnical Special Publication N° 147, pp. 613-624.

Aubertin M., Bussière B., Bernier L. (2002). Environnement et gestion des rejets miniers. Manual on CD ROM. Presses Internationales Polytechnique.

Baumann H., Cowell S.J. (1999). An Evaluation Framework for Conceptual and Analytical Approaches Used in Environmental Management. GMI 26, pp. 109-122.

Bezelgues S., Des Garets E., Mardhel V. et Dörfliger N. (2002). Cartographie de la vulnérabilité de Grand-Terre et de Marie-Galatie (Guadeloupe), Phase 1: méthodologie de détermination de la vulnérabilité, 45p.

Biemi J. (1992). Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsahéliens du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest : Hydrostructurale, Hydrodynamique, Hydrochimie et Isotopie des aquifères discontinus de sillons et aires granitiques de la haute Marahoué (Côte d'Ivoire). Thèse d'État ès Sciences naturelles. Université de Cocody, Abidjan. 493p.

Blazy P., Jdid E-A. (2010). Métallurgie de l'or- Procédés. Techniques de l'ingénieur, 21p.

Bourg D. Gilles-Laurent Rayssac (2006). Le développement durable maintenant ou jamais. Gallimard. 128p.

Bovea M-D., Saura U., Ferrero J.L., Giner J. (2007). Cradle-to-gate study of red clay for use in the ceramic industry. International Journal of Life Cycle Assessment, 12(6): pp. 439-447

Canter, L.W., 1996. Environmental Impact Assessment. 2nd edition. McGraw-Hill, New York.

CCT (Centre de Cartographie et de Télédétection) (2007). Carte topographique, zone Sud-Est de la Côte d'Ivoire.

Césari, M. (2007). Estrategias de análisis y exploración de datos como soporte a la adquisición de conocimiento para modelización de sistemas expertos bayesianos causales. Trabajo Final de Especialidad en Ingeniería de Sistemas Expertos. ITBA.

Cloutier V., Lefebvre R., Savard M. et Therien T. (2001). Analyse statistique multivariable de l'hydrogéochimie régionale des aquifères fracturés du Sud-Ouest du Québec 54th Canadian Geotechnical Conference, Calgary, pp.1068–1076.

CMED (1988). Notre avenir à tous. Rapport (Brundtland) de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement. Les Éditions du Fleuve et Les Publications du Québec, Montréal, 456p.

Collin J.J. (1988). Eau souterraine, Santé publique et développement en Afrique subsaharienne. Géol., N°83-84, pp.44-48.

Coulibaly A.S., Mondé S., N'guessan A.Y. et AKA K. (2011). Spéciation chimique des éléments traces métalliques dans un environnement lagunaire confiné : la baie de Bietry. Int. J. Biol. Chem. Sci. 5(6), pp. 2543-2556.

Coulibaly Y., Konan B., Pothin K.B.K., Kadio E. (2008). Mineralogical and Chemical Characters of the Afema Shear Zone Gold Mineralization, South-East of Ivory Coast: Exemple of the Hermann, Université de Cocody, 13 pp.

Croizat G., (2015). Cours d'Exploitation en Mine Souterraine. École des Mines d'Alès, 212p.

Dahariya N.S., Ramteke S., Sahu B.L., Patel K.S. (2016). Urban Groundwater Quality in India. Journal of Environmental Protection, 7, pp. 961-971.

De Lasme O.S., (2013). Contribution à une meilleure connaissance des aquifères fissurés du socle précambrien : Cas de la région de San-pédro (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat. Université Félix Houphouët Boigny, 209p.

Delor C., Diaby Y., Simeon Y., Tastet J-P., Vidal M., Chiron J-V., Dommanget A. (1992). Notice explicative de la Carte Géologique de la Côte d'Ivoire à 1/200 000, Feuille Grand-Bassam, Mémoire de la Direction de la Géologie de Côte d'Ivoire, Abidjan N°. 4, 30 p.

Demidova, O., Cherp, A., (2005). Risk assessment for improved treatment of health considerations in EIA. Environ. Impact Assess. Rev. 25, pp.411–429.

Dibi B., Kouassi K. L., Kouamé K. I., Konan K. S., Soumahoro M., Konan-waidhet A. B., Gnakri D. (2013). Assessment of vulnerability to pollution of aquifers of weathered layer by DRASTIC and SYNTACS methods: Case of M'Bahiakro city, Central Côte d'Ivoire, International Journal of Innovation and Applied Studies, Vol. 2 no. 4, pp. 464-476.

Dibi B. (2008). Cartographie des sites potentiels d'implantations des points d'eau dans le département d'Aboisso (Sud-Est de la Côte-d'Ivoire): Apport du SIG et de l'analyse multicritère, Thèse unique de doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, 164 p.

Directive 2001/42/CE. Commission Européenne. (2009). Rapport de la commission au Conseil, au parlement européen, au comité économique et social européen et au comité des régions sur l'application et l'efficacité de la directive relative à l'évaluation stratégique environnementale, Bruxelles.

Directive 2012/18/EU (2012). Directive n° 2012/18/UE du 04/07/12 concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses, modifiant puis abrogeant la directive 96/82/CE du Conseil.

Durucan S., Korre A., Munoz-Melendez G. (2006). Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry. Journal of Cleaner Production (14), pp. 1057-1070.

Ecoinvent (2009). Life cycle of inventories of metals. Data v2.1. Ecoinvent v2.1 report N° 10

El Amari K., Valera P., Hibti M., Pretti S., Marcello A., Essarraj S. (2014). Impact of mine tailings on surrounding soils and ground water: Case of Kettara old mine, Morocco. Journal of African Earth Sciences 100, pp. 437–449

El Morjani Z. (2002). Conception d'un système d'information à référence spatiale pour la gestion environnementale ; Application à la sélection de sites potentiels de stockage de

déchets ménagers et industriels en région semi-aride (Souss, Maroc). Thèse de doctorat, Univ. Genève. Terre et Environnement Vol. 42, 300 p.

Faillat J. P. (1985). Synthèse et commentaires d'études de forage en zone de socle fissuré éruptif et métamorphique, principalement en Afrique. 110ème Congrès National. Géologie Afrique, Montpellier, Fascicule VI, pp. 317–329.

Fairman R., Mead C.D., Williams W.P. (1998). Environmental risk assessment: approaches, experiences and information sources, sixth ed. European Environment Agency Copenhagen.

Favaro M., Monteau M. (1990). Bilan des méthodes d'analyse à priori des risques, 2ème partie: Principales méthodes de la sécurité des systèmes. Cahier de notes documentaires N°139.

Ferreira H., Leite M.G.P., (2015). A Life Cycle Assessment study of iron ore mining. Journal of Cleaner Production, 108, pp. 1081-1091.

Finnveden, G., Nilsson, M., Johansson, J., Persson, Å., Moberg, Å., Carlsson, T., 2003. Strategic environmental assessment methodologies — applications within the energy sector. Environ. Impact Assess. Rev. 23, pp. 91–123.

Finnveden, G., Moberg, Å. (2005). Environmental systems analysis tools – an overview. Journal of Cleaner Production, 13, pp, 1165–1173.

Fu Z., Wu F., Mo C., Liu B., Zhu J., Deng Q., Liao H., Zhang Y. (2011). Bioaccumulation of antimony, arsenic, and mercury in the vicinities of a large antimony mine, China Microchemical Journal 97, pp. 12–19.

Garbarino, J.R., Hayes, H.C., Roth, D.A., Antweiler, R.C., Brinton, T.I. and Taylor, H.E. (1995) Heavy Metals in the Mississippi River. U. S. Geological Survey Circular 1133, Virginia.

García-Lorenzo M.L., Pérez-Sirvent C., Molina-Ruiz J., Martínez-Sánchez M.J. (2014). Mobility indices for the assessment of metal contamination in soils affected by old mining activities. Journal of Geochemical Exploration, vol. 147, pp. 117-129.

Gardes L. (2001). Méthodologie d'analyse des dysfonctionnements des systèmes pour une meilleure maîtrise des risques industriels dans les PME : Application au secteur du traitement de surface. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 222p.

Geomines (1982). Inventaire hydrogéologique appliqué à l'hydraulique villageoise, Cahier No. 26, Carte Abengourou, DCH, 24 p.

Georgescu-Roegen N., La décroissance. Entropie – écologie – économie, Paris, Sang de la terre. 254p.

Ghose M. K. (2007). Generation and Quantification of Hazardous Dusts from Coal Mining in the Indian Context. *Environ Monit Assess* 130, pp. 35–45.

Gilli E., Mangan C., Mudry J. (2012). *Hydrogéologie : Objet, méthodes, applications*, 3e Ed. Dunod.

Giurco D. P., Stewart M., Petrie J. G. (2001). Decision making to support sustainability in the copper industry: technology selection 6th World Congress of Chemical Engineering Melbourne, Australia, pp. 23-27.

Goix S. (2012). Origine et impact des pollutions liées aux activités minières sur l'environnement et la santé, cas de Oruro (Bolivie). Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier - Toulouse III, 319p.

Guillén M.T., Delgado J., Albanese S., José Miguel Nieto J.M., Lima A., De Vivo B. (2012). Heavy metals fractionation and multivariate statistical techniques to evaluate the environmental risk in soils of Huelva Township (SW Iberian Peninsula). *Journal of Geochemical Exploration*, 119–120, pp. 32–43.

Hakanson L. (1980). Ecological risk index for aquatic pollution control, A sedimentological approach. *Water Res*, vol.14, pp. 975–1001.

Haque N., Norgate T. (2014). The greenhouse gas footprint of in-situ leaching of uranium, gold and copper in Australia. *Journal of Cleaner Production*, 84, pp. 382-390.

Hamza M.H., Added A., Frances A. et Rodriguez R. (2007). Validité de l'application des méthodes de vulnérabilité DRASTIC, SINTACS et SI à l'étude de la pollution par les nitrates dans la nappe phréatique de Metline-Ras Jebel-Raf Raf (Nord-Est Tunisien). *Géoscience* 339, pp. 493–505.

Hauschild M.Z., Goedkoop M., Guinee J., Heijungs R. Huijbregts M., Jolliet O., Margni M., De Schryver A., Humbert S., Laurent A., Sala S., Pant R. (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, pp. 683–697.

Hirdes W., Konan K. G., N'da D, Okou A. Sea P. et Zamblé Z. B. (2004). Carte géologique de la Côte d'Ivoire au 1/100 000. Partie Nord de la zone d'Aboisso. Feuille Grand Bassam, Coupures 4a, b, b bis.

Hudson-Edwards K.A., Macklin M.G., Jamieson H.E. (2003). The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Nos Agrioguariamar, Amalcó Ilar, Spain, *Appl Geochem*, vol. 18, pp. 221–239.

Huppes G. (1996). *LCA Yesterday. Today and tomorrow*. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, pp 29–49.

Husson B. (1998). Géologie et potentiel économique des permis PE 29, PRA 33 et PRA 51 de SOMIAF et Eden Roc Côte d'Ivoire. Rapport de fin de mission. Rapp. SOMIAF-Eden Roc, vol.1, 63 p.

Hydro-Québec (1990). Méthode d'évaluation environnementale lignes et postes. Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec, Montréal, 321p.

ICMM. (2006). Guide de bonnes pratiques : exploitation minière et biodiversité. Conseil International des Mines et Métaux (ICMM), Londres, Royaume-Uni. 160p.

Idris, A.M. (2008). Combining multivariate analysis and geochemical approaches for assessing heavy metal. *Microchemical Journal*, 90, 159–163.

ILCD (2011). Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context-based on existing environmental impact assessment models and factors, 1st edition. 159p.

ILCD Handbook. (2010). Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment, 1st edition. 115p.

INERIS (2004). Glossaire grand public

ISO 14040 (2006a). Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization.

ISO 14044. (2006b). Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines.

ISO. ISO/TS 14072: (2014). Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines for Organizational Life Cycle Assessment.

ISO. FD ISO/CEI Guide 73. (2002). Risk management –Vocabulary – Guidelines for use in standards. 27p.

ISO/IEC Guide 51. (2014). Safety aspects - Guidelines for their inclusion in standards. 24p.

Inter-American Development Bank (1994). Environmental Impact Guidelines. Inter-American Development Bank, nsp.

Jégou, A. (2011). Territoires, acteurs, enjeux des dynamiques de durabilité urbaine : le cas de la métropole parisienne. Thèse de doctorat, Paris 1, Panthéon - Sorbonne.

Jeswani, H.K., Azapagic, A., Schepelmann, P., Ritthoff, M., 2010. Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production*, 18, pp. 120–127.

Jiao W., Chen W., Chang A.C., Page A.L. (2012). Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. *Environmental Pollution* 168, pp. 44-53.

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, et al. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*; 8(6), pp. 324–30.

Jolliffe T. (2002). *Principal Component Analysis*. Springer Verlag, New York.

Jones R.N., (2001). An Environmental Risk Assessment/Management Framework for Climate Change Impact Assessments. *Natural Hazards* 23, pp. 197–230.

JORF (2007). Arrêté du 11 Janvier relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R.1321-7 et R. 1321-38 du Code de la santé publique. NOR: SANP0720201A.

JOUE (Journal Officiel de l'Union Européenne) (2014). Directive 2014/52/EU of the European Parliament and of the Council of 16 April 2014 Amending Directive 2011/92/EU on the Assessment of the Effects of Certain Public and Private Projects on the Environment.

Jourda J.P. (2005). Méthodologie d'application des techniques de télédétection et des systèmes d'information géographique à l'étude des aquifères fissurés d'Afrique de l'Ouest. Concept de l'hydrotechnique spatiale: Cas des zones tests de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat ès sc. nat., Université de Cocody Abidjan, 429p.

Jourda J.P., Saley M.B., Kouamé K.J., Kouadio B.H., Biemi J., Razack M. (2005). Gestion et protection des ressources en eaux souterraines: contribution d'un SIG à la réalisation de la carte de vulnérabilité à la pollution des aquifères fissures de Korhogo (Nord de la Côte d'Ivoire) selon la méthode DRASTIC, Acte de la Conférence Francophone SIG, Paris, 21p.

Goedkoop M.J., Heijungs R., Huijbregts M., De Schryver A., Struijs, J., Van Zelm R. (2013). ReCipe 2008: A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level. 1st ed, Report I: Characterisation. 6 January 2009.

Gyozo J. (2009). Sustainable mineral resources management: from regional mineral resources exploration to spatial contamination risk assessment of mining. *Environ Geol* 58, pp.153–169.

Kouamé K.J. (2007). Contribution à la gestion intégrée des ressources en eaux (GIRE) du district d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire): Outils d'aide à la décision pour la prévention et la protection des eaux souterraines contre la pollution. Thèse unique de doctorat, Université de Cocody Abidjan, 225p.

Kouamé K.J., Jourda J.P., Saley M.B., Deh S.K., Anani A.T., Biémi J. (2013). Mapping of groundwater vulnerability zones to pollution in various hydrogeological environments of Côte d'Ivoire by DRASTIC method", *International Journal of Scientific & Engineering Research*, Vol. 4, pp. 918–923.

Kuma J.S., Younger P.L., Bowell R. J. (2002). Expanding the hydrogeological base in mining EIA studies A focus on Ghana. *Environmental Impact Assessment Review*. 22: 273–287.

Langlois J. (2013). Représentation dans l'Analyse de Cycle de Vie des impacts environnementaux des usages de l'espace marin - illustration sur les activités de pêche et d'algoculture. Thèse de Doctorat. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.

Lasm T. (2000). Hydrogéologie des réservoirs fracturés de socle : Analyses statistique et géostatistique de la fracturation et des propriétés hydrauliques. Application à la région des

montagnes de Côte d'Ivoire (domaine archéen). Thèse de doctorat, Université de Poitiers, 274p.

Lasm T., Yao T.K., Oga Y. M.S., Kouamé K.F., Jourda P., Kouadio K.E., Baka D. (2008). Analysis of the physico-chemical characteristics of groundwater in proterozoic land region of the Tiassale area (Southern Côte D'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, pp.526-543.

Lee N., George C. (2000). *Environmental assessment in developing and transitional countries*. Chichester: Wiley

Leduc G.A., Raymond M., (2000). *L'évaluation des impacts environnementaux: un outil d'aide à la décision*. Éditions Multi Mondes. 403p.

Leneuf N. (1959). *L'altération des granites calco-alcalins et des granodiorites en Côte d'Ivoire forestière et les sols qui en sont dérivés*. Doctorat ès Sciences Naturelles, Université de Paris, 210p.

Li Y., Wang Y., Gou X., Su Y., Wang G. (2006). Risk assessment of heavy metals in soils and vegetables around non-ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China. *Journal of Environment Sciences* 18(6), pp. 1124-1134.

Lions J., Pinson S., Parizot M. (2009) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Guyane. Rapport BRGM RP-57860-FR, 119p.

Loiseau E. (2014). *Élaboration d'une démarche d'évaluation environnementale d'un territoire basée sur le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de vie (ACV). Application au territoire du bassin de Thau*. Thèse de Doctorat. SupAgro Montpellier. 280p.

Manda B.K., Colinet G., André L., Manda A.C. Marquet J.P., Micha J.C. (2010). Évaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo). *Tropicultura* 28(4): 246-252.

Mangena S.J., Brent A.C. (2006). Application of a life cycle impact assessment framework to evaluate and compare environmental performances with economic values of supplied coal products. *Journal of Cleaner Production* 14, pp. 1071–1084.

Manuilova A., Suebsiri J., Wilson M. (2009). Should Life Cycle Assessment be part of the Environmental Impact Assessment? Case study: EIA of CO₂ capture and storage in Canada. *Energy Procedia* 1:4511–4518.

McKelvey (1980). USG Geological Survey Circular 831.

MEDD - Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Direction Générale de la prévention des risques SRT/ BARPI, France – (2016). Résultats de recherche d'accidents sur www.aria.developpement-durable.gouv.fr.

Mejia J. A., Rodriguez R., Armienta A., Mata E., Fiorucci A. (2007). Aquifer Vulnerability Zoning, an Indicator of Atmospheric Pollutants Input? Vanadium in the Salamanca Aquifer, Mexico, *Water Air Soil Pollut*, 185: pp. 95 –100.

MINEO (2000). User Need Document. Part 2, Potential environmental and social impact of mining, 28p.

Mohamed R.M. (2001). Évaluation et Cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est algérien, selon la méthode DRASTIC, *Sciences et changement planétaires / sècheresse*, vol. 12, no. 2, pp. 95–101.

Nexon consulting, 2013. Étude d'impact environnemental et social du projet aurifère d' Afema, Aboisso (Côte d'Ivoire), 360p.

Norgate T., and Haque N. (2010). Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. *Journal of Cleaner Production* 18, pp. 266–274.

Norgate T., Haque N., Koltun P. (2014). The impact of uranium ore grade on the greenhouse gas footprint of nuclear power. *Journal of Cleaner Production* 84, pp. 360–367.

OGA Y.M.S. (1998) : Ressources en eaux souterraines du Grand Abidjan : Approches Hydrochimiques et Isotopiques. Thèse de Doctorat Unique, Université de Paris XI Orsay, 240p.

Ogola, P.F.A. (2009). Environmental Impact Assessment General Procedures, Short Course IV on Exploration for Geothermal Resources, organized by UNU-GTP, KenGen and GDC, at Lake Naivasha, Kenya. 16p.

Ouro-Sama K., Solitoke H.D., Gnandi K., Afiademanyo K.M., Bowessidjaou E.J., (2014). Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais. *Virtigo* vol.14 (2).

Perraud A. et De la Souchère P. (1971). Carte de l'Esquisse Pédologique de la Côte d'Ivoire à l'échelle 1/500 000. Feuille Sud-Est, Ministère de l'Agriculture.

Petts, J. (1999). Environmental impact assessment - overview of purpose and process. In: Petts, J. (Ed.), *Handbook of Environmental Impact Assessment 1*. Blackwell Science, London, pp. 3–11.

Poorter L., Bongers F., Kouamé F.Y.N., Hawthorne W.D. (2004). Biodiversity of African Forests. An Ecological Atlas of Woody Plant Species. ECOSYN, Université de Cocody, Wageningen University, National Herbarium Nederland, pp.5-14.

Pothin K. B. K., Assie E. K. Kadio E. (2002). Étude du contexte litho-stratigraphique et de la minéralisation aurifère de la région de l'Afema (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) à partir des échantillons de sondages carottés. *Bioterre, Rev. Inter. De la vie et de la Terre*, Vol.1, N°1, pp. 22-35.

Potting, J., Gheewala, S., Bonnet, S., Van Buuren, J. (1989). How to approach the assessment? *Protérozoïque inférieur, Chronique de la Recherche Minière*, vol. 497, pp. 3-98.

Querini F. (2012). Analyse de cycle de vie des énergies alternatives pour l'automobile et propositions méthodologiques pour une meilleure évaluation des impacts locaux. Other. ISAE-ENSMA Ecole Nationale Supérieure de Mécanique et d'Aérotechnique - Poitiers, 407p.

Querini F. Rousseau P. (2012). Analyse de cycle de vie. Évaluation des impacts. *Technique de l'ingénieur. Environnement* pp. 1- 18.

Ramakrishnaiah C.R., Sadashivaiah C., and Ranganna G., (2009). Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *E-Journal of Chemistry*, 6(2), pp. 523-530.

Rapant S., Dietzová Z., Cicmanová S. (2006). Environmental and health risk assessment in abandoned mining area, Zlata Idka, Slovakia *Environ Geol* 51, pp. 387–397.

Renner H., Schlamp G., Hollmann D., Lüschoff H.M., Rothaut J., Knödler A., Hecht C., Cchlott M., Drieselmann R., Peter C., and Schiele R. (2002). Gold, Gold Alloys, and Gold Compounds. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-Interscience.

Ribaudo M.O., Horan R.D., Smith M.E. (1999). Economics of water quality Protection from nonpoint sources: Theory and Practice. Resource Economics Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture. Agricultural Economic Report No. 782.

Saaty T.L., (2000). Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the Analytic Hierarchy Process. vol. VI.

Santero N. Hendry J. (2016). Harmonization of LCA methodologies for the metal and mining industry. International Journal of Life Cycle Assessment, 21, pp. 1543–1553.

Savadogo, A. N. (1984). Géologie et hydrogéologie du socle cristallin de Haute Volta : Étude régionale du bassin versant de la Sissili. Thèse de Doctorat d'État ès Sciences Naturelle, Université de Grenoble, 350 p.

Savané I., Goula B.T., Doua G.A., Kouamé K. I. (2006). Vulnérability assessment of the Abidjan Quaternary Aquifer using the DRASTIC method, Ground water pollution in Africa, pp. 115–124.

Schnebelen N., Platel J.P., Le Nindre Y., Baudry D., Hoarau A., Dufour P. et Benhammouda S. (2002). Gestion des eaux souterraines en Aquitaine Année 5. Opération sectorielle. Protection de nappe de l'Oligocène en région bordelaise. ERIC Document Reproduction Service No. ED 98-01.

Shrestha M.S., Rijal K., Pokhrel M.R. (2016). Assessment of heavy metals in deep groundwater resources of the Kathmandu Valley, Nepal. Journal of Environmental Protection 7, pp. 516-531.

Sielaff, K., Einax, J.W. (2007). The application of multivariate statistical methods for the evaluation of soil profiles. Journal of Soils and Sediments 7 (1), pp. 45–52.

Sonnendrucker P. (1967). Étude de synthèse sur l'or en Côte d'Ivoire : la région aurifère du Sanwi. Société pour le développement minier de la Côte d'Ivoire (SODEMI), Abidjan, Rapport N° 192, 87p.

Soro N. (1987). Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique du Sud-Est de la Côte d'Ivoire: Bassin versant de la Mé. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Grenoble. 239p.

Spitzley D.V., Tolle D.A. (2004). Evaluating land-use impacts: selection of surface area metrics for life-cycle assessment of mining. *J Indust Ecol* 8 (1–2), pp. 11–21

Suppen N., Carranza M., Huerta M, Hernandez M.A. (2006). Environmental management and life cycle approaches in the Mexican mining industry. *Journal of Cleaner Production* 14, pp. 1101-1115.

Tamura H., Fujita S., Hiroshi K. (1994). Decision analysis for environmental impact assessment and consensus formation among conflicting multiple agents-including case studies for road traffic. *Sci. Total Environ.* 153, pp. 203–210.

Tapsoba S. (1995). Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique de la région de Dabou (Sud de la Côte d'Ivoire) : Hydrochimie, Isotopie, et indice cationique de vieillissement des eaux souterraines. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Cocody, 201p.

Thierrin J., Steffen P., Cornaz S., Vuataz F., Loaser (2001). Guide pratique de l'échantillonnage des eaux souterraines. Édité par l'Office de l'Environnement des Forêts et du Paysage et la Société Hydrogéologique de Suisse, 91p.

Tohouri P. (2017). Impacts des activités anthropiques sur la qualité des ressources en eau de la région de Bonoua (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat. Université Félix Houphouët-Boigny, 256p.

Tourigny G. (1998). Analyse structurale de la zone tectonique d' Afema et son application à la recherche des gisements aurifères: Permis d'Exploitation 29, Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest. Eden Roc Mineral Corporation document, 56p.

UNEP/FAO/IOC/IAEA. (1984a). Determination of total cadmium, zinc, lead and copper in selected marine organisms by flameless atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 11. UNEP, 18p.

- UNEP/FAO/IOC/IAEA. (1984b). Determination of total mercury in selected marine organism by cold vapor atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No.8 Rev. 1. UNEP. 13p.
- USEPA. (1985). Environmental Protection Agency. DRASTIC: a standard system for evaluating groundwater potential using hydrogeological settings, Ada, Oklahoma WA/EPA Series; 163.
- UVED (2012). Université Virtuelle Environnement et Développement Durable. Méthode d'Analyse de cycle de vie
- Vidal M. (1987). Les déformations éburnéennes de l'unité birimienne de la Comoé (Côte d'Ivoire). Journal of African. Earth Science, N° 6, pp. 141-152.
- Vignes J.-L., André G., Kapala F. (1998). Données sur les principaux produits chimiques, métaux et matériaux. 7^e édition, UdP.
- Vignes J.-L. et Jehanne Y. (2003). L'hydrométallurgie. Le Bup N° 857. pp. 1281 – 1299.
- Watling, H.R. (1983). Accumulation of seven metals by *Crasostrea gigas*, *Crassostrea margaritacea*, *Perna perna* and *Choromytilus meridionalis*. Bull Environ Contam Toxicol, 30, pp. 317-322.
- White A. F., Blum A. E., Bullen T. et al. (1999) - The effect of temperature on experimental and natural chemical weathering rates of granitoid rocks. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63(19-20), pp. 3277-3291.
- Williams M. (2001). Arsenic in mine waters: an international study. *Env Geol* 40(3), pp. 267–278
- Wood C. (1995). Environmental impact assessment: a comparative review. Essex: Longman.
- Xenidis A, Papassiopi N, Komnitsas K (2003) Carbonate-rich mining tailings in Lavrion: risk assessment and proposed rehabilitation schemes *Advances in Environmental Research* 7, pp. 479–494.
- Yao K.A.F., Salze D., Lasm T., Yao B.K., Belcourt O., Lopez-Ferber M., Ahoussi K.E., Youan Ta M. (2016). Mapping of the vulnerability to pollution of aquifers in a mining area:

Afema gold mine case (South-eastern Côte d'Ivoire). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, vol. 17, no. 2, pp. 682- 697.

Youan Ta M., (2008). Contribution de la télédétection et des systèmes d'informations géographiques à la prospection hydrogéologique du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest: cas de la région de Bondoukou (nord-est de la côte d'Ivoire), Thèse unique de Doctorat, Université de Cocody Abidjan, 260 p.

Youan Ta M, Lasm T, Jourda J.P.R., Saley M.B., Adja M.G., Kan K., Biémi J. (2011). Cartographie des eaux souterraines en milieu fissuré par analyse multicritère : cas de Bondoukou (Côte d'Ivoire). *Revue internationale de géomatique* 21, pp. 43-71.

Youan Ta M., Yao K.A.F., Baka D., De Lasm Z.O., Lasm T., Adja M.G., Kouakou S., Onetie Z.O., Jourda J.P.R., Biémi J. (2015). Cartographie des zones potentielles à l'implantation des forages à gros débits en milieu fissuré par analyse multicritère : Cas du département d'Oumé (centre-ouest de la cote d'ivoire). *Larhyss Journal* 23, pp. 155-181.

Youssao A., Soclo H.H., Bonou C., Vianou K., Gbaguidi M., Dovonon L., 2011. Evaluation de la contamination de la faune ichthyenne dans le complexe lagunaire Nokoué – chenal de Cotonou par le plomb : Cas des espèces *Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis* et *Hemichromis fasciatus* (Bénin). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(2), pp. 595-602.

Zeleňáková M., Zvijáková L. (2017) Risk analysis within environmental impact assessment of proposed construction activity. *Environmental Impact Assessment Review*, pp. 76-89.

Zhang Z., Li M., Chen W., Zhu S., Liu N., Zhu L. (2010). Immobilization of lead and cadmium from aqueous solution and contaminated sediment using nano-hydroxyapatite. *Environmental Pollution* 158, pp. 514–519

Židonienė S., Kruopienė J. (2014). Life Cycle Assessment in environmental impact assessments of industrial projects: towards the improvement. *Journal of Cleaner Production* xxx, pp. 1-8.

Sources internet (Webographie)

Aldeah (2013): Collectif Aldeha: <http://actualutte.com/exploitation-miniére-dans-la-creuse>, consulté le 13 juin 2017.

Amedee (2017): <http://www.amedee-network.ma/index.php/ateliers-workshop#> Atelier « Mine et Développement Durable » consulté le 23 février 2017.

DREAL PACA. (2014). <http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr> , consulté le 06 décembre 2014.

IQ, The Institute of Quarrying. (2017). <http://www.quarrying.org/iq-knowledge>, consulté le 23 Mai 2017.

Kamgang A.C.T. (2015). Secteur minier québécois : les PME de l'exploration clouées au sol faute de financements. <http://www.rcinet.ca> , consulté le 13 juin 2017.

Ministère de l'agriculture de Côte d'Ivoire (2016). Disponible: <http://agriculture.gouv.fr>, consulté le 18 Février 2016.

USGS, Site de téléchargement d'images satellites. <http://earthexplorer.usgs.gov/>

ANNEXES

ANNEXE A

Analyse de cycle de vie : Mine d'or d'Afema, données et choix des
procédés

Tableau A1: Données d'inventaire pour la phase d'exploration (unité fonctionnelle : 1kg d'or)

Procédés	Procédés ecoinvent	Quantité	Justification/Hypothèse	Sources
Défrichage	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	3,75 E-04 (hr)	Processus qui correspond le mieux aux machines utilisées	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Utilisation des terres	Land transformation from forest secondary (non-use)	6,64E-01 (m ²)	Car il s'agit de la végétation secondaire pour la plus grande partie	Traitement images satellites, Rapport EIE
	Transformation, from permanent crop, non-irrigated	9,48 E-02 (m ²)	Cultures industrielles: palmiers à huile, hévéa, cacao	
	Transformation, to mineral extraction site	7,59 E-01 (m ²)	Creusement de tranchées d'exploration	

Tableau A2: Données d'inventaire pour la phase de développement ou construction (unité fonctionnelle : 1kg d'or)

Procédés	Procédés ecoinvent	Quantités	Justification/Hypothèse	Sources
Défrichage	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	3,77E-02 (hr)	Processus qui correspond le mieux aux machines utilisées	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Utilisation des terres, Transformation des terres de X en	Land transformation from forest secondary (non-use)	8,59 E+02 (m ²)	Car il s'agit de la végétation secondaire pour la plus grande partie	Rapport EIE, Traitement d'image satellite, BDD Ecoinvent V3.3
	Transformation, from permanent crop, non-irrigated	2,66E+02 (m ²)	Cultures industrielles : palmiers à huile, hévéa, cacao	
	Transformation, from heterogeneous, agricultural	2,65E+01 (m ²)	Cultures vivrières (manioc, bananes, ...)	
	Transformation, from grassland	3,39E+02 (m ²)	Zone herbeuse	
Transformation des terres de X en Y	Transformation, to industrial area, built up	7,26E+02 (m ²)	-	
	Transformation, to unspecified used	5,36E+02 (m ²)	-	
	Transformation, to traffic area, road network	2,29E+02 (m ²)	-	
Occupation	Occupation, industrial area, built up	7,84E+03 (m ² a)	-	
	Occupation, unspecified, natural (non-use)	6,04E+03 (m ² a)	-	
	Occupation, traffic area, road network	2,51E+03 (m ² a)	-	
Décapage ou excavation	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1,66E-02 (hr)	Processus qui correspond le mieux aux machines utilisées	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Béton pour les fondations (logements et bureaux)	Concrete, sole plate and foundation {RoW} concrete production, for civil engineering, with cement CEM I Alloc Rec, S	9,18 E-02 (m3)	Procédé Ecoinvent idéal	Rapport EIE, Sites internet : (http://www.guidebeton.com ; http://www.cemexbetons.fr)

Béton pour les infrastructures en dalle	Concrete, high exacting requirements {RoW} concrete production, for building construction, with cement CEM II/A Alloc Rec, S	7,22 E-02 (m3)	Procédé Ecoinvent idéal	Rapport EIE, Sites internet : http://www.guidebeton.com ; http://www.cemexbetons.fr
Construction des modules préfabriqués (KWIKSPACE)	Module Kwispace	4,74 E-05 P		
Acier	Steel, unalloyed {GLO} market for Alloc Rec, S	12,15 (kg)	Les données ont été estimées sur la base des informations contenues dans le dossier technique ALGECO et en prenant en comptes les caractéristiques des modules Kwispace	Algeco (2004) Site internet : http://www.kwikspace.co.za
Revêtement de zinc	Zinc coat, pieces {GLO} market for Alloc Rec, S	1,90 (m²)		
Mousse de polyuréthane	Polyurethane, flexible foam {GLO} market for Alloc Rec, S	1,55 (kg)		
Panneau de laine de verre	Glass wool mat {GLO} market for Alloc Rec, S	9,29 E-02 (kg)		
Panneau de particules	Particle board, for indoor use {GLO} market for Alloc Rec, S	3,57 E-03 (m3)		
Revêtement en PVC	Polyvinyl chloride resin, at plant/RNA	2,19E-03 (kg)		
Résine à base de polyester pour le laquage	Polyester resin, unsaturated {GLO} market for Alloc Rec, S	7,77E-02 (kg)		
Équipements module KWIKSPACE				
Fenêtres et Portes	Polyvinylchloride, bulk polymerised {GLO} market for Alloc Rec, S	6,87E-01 (kg)	Source : Castorama et Saintgobain-glass.com; (08/09/17). Hypothèse: on assimile les dimensions du tableau aux dimensions du vitrage; la densité fournie par saint gobain est de 2,5 kg/m²/mm d'épaisseur. Ici on considère un double vitrage standard de 4 16 4	Sites internet: http://www.Castorama.fr
	Flat glass, uncoated {GLO} market for Alloc Rec, S	4,95E-01 (kg)		
WC, douches, lavabos, robinet, Urinoirs	Sanitary ceramics {GLO} market for Alloc Rec, S	4,71E-01 (kg)		http://www.kwikspace.co.za
	Glued laminated timber, for indoor use {GLO} market for Alloc Rec, S	5,73E-04 (m3)		
	Steel, chromium steel 18/8 {GLO} market for Alloc Rec, S	2,87E-03 (kg)		
	Steel hot dip galvanized (ILCD), blast furnace route, production mix, at plant, 1kg, typical thickness between 0.3 - 3 mm. typical width between 600 - 2100 mm. GLO S	1,12E-01 (kg)		
Climatiseur	Heat pump, diffusion absorption, 4kW, future {GLO} market for Alloc Rec, S	3,65E-03 (kg)	Les climatiseurs utilisés des puissances de 2,6 kW (n=67) et 7 kW (n= 21). Par défaut, on a supposé qu'ils sont tous équivalents procédé de 4 kW de la BDD Ecoinvent	BDD Ecoinvent V3.3

Bassins à résidus				
Sable	Sand {RoW} gravel and quarry operation Alloc Rec, S	1,98E+04 (kg)	Le sable, le granulat et le ciment sont produits sur place en Côte d'Ivoire. Ainsi le transport du lieu de production jusqu'au lieu de consommation a été aussi pris en compte.	Reid et al. (2009) BDD Ecoinvent V3.3
Granulat	Gravel, round {RoW} gravel and sand quarry operation Alloc Rec, S	1,84E+03 (kg)		
Ciment	Cement, Portland {RoW} production Alloc Rec, S	2,31E+00 (kg)		
Transport (sable, granulat et ciment)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO} market for Alloc Rec, S	1,10E+02 (tkm)	N'ayant pas une idée précise du camion, nous avons supposé que le transport est assuré par un camion de 16 à 32 t	
Ferrailles	Steel, low-alloyed, hot rolled {GLO} market for Alloc Rec, S	6,40E-01 (kg)	Pour tous les procédés dont l'origine n'est pas connue, nous avons considéré le module « market » qui contient déjà le transport moyen.	Procédé Ecoinvent idéal
Huile	Lubricating oil {GLO} market for Alloc Rec, S	2,85E-04 (kg)		
Diesel consommé	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1,68E-01 (hr)		
Acier pipe	Chromium steel pipe {GLO} market for Alloc Rec, S	6,40E-01 (kg)	Lorsqu'un matériau n'est pas présent dans notre base de données, on choisit un matériau dont la composition chimique se rapproche ou dont l'utilisation est similaire à un procédé de la BDD Ecoinvent.	
ABS (tuyau)	Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer {GLO} market for Alloc Rec, S	1,31E-02 (kg)		
Acier inox	Steel, chromium steel 18/8 {GLO} market for Alloc Rec, S	3,56E-02 (kg)		
Geomembrane	Polypropylene, granulate {GLO} market for Alloc Rec, S	2,26E+00 (kg)		
	Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for Alloc Rec, S	9,68E-01 (kg)		
Atelier de véhicule lourd	Building, hall, steel construction {RoW} building construction, hall, steel construction Alloc Rec, S	3,29E-02 (m²)	On suppose que le module "Building, hall, steel" de la BDD Ecoinvent est équivalent à ces deux ouvrages. Mais les superficies respectives fournies dans le rapport d'EIE ont été prises en compte.	Rapport EIE BDD Ecoinvent V3.3
Entrepôt de l'usine de traitement	Building, hall, steel construction {RoW} building construction, hall, steel construction Alloc Rec, S	5,33E-02 (m²)		
Construction Bassin d'orage	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	50,4 (hr)	Procédé Ecoinvent idéal	Rapport d'EIE
Construction du bassin d'eau industrielle	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1,51 (hr)	Procédé Ecoinvent idéal	Rapport d'EIE
Construction usine de traitement chimique	Precious metal refinery {SE} construction Alloc Rec, S	1,65E-07(P)	Bien que la purification totale se fasse hors du site, la fusion en barre doré se fait sur le site. On suppose que les infrastructures (bâtiments) en termes de superficie et de volume sont équivalentes à celles des mines	BDD Ecoinvent V3.3

			génériques (cf Mines types PG, TZ de la BDD ecoinvent)	
Construction de la halle et des autres équipements de la mine	Mine infrastructure, gold {TZ} mine construction, gold Alloc Rec, S	1,73E-06 (P)	Processus par défaut. On suppose que les infrastructures minières sont équivalentes aux mines génériques mais pour ce qui est de la superficie transformée et occupée, les données spécifiques à la mine étudiée sont considérées.	
Construction usine de traitement des eaux usées domestiques (STEP)	Wastewater treatment facility, capacity 1.6E8l/year {RoW} construction	7,11E-05 (P)	Ce procédé est supposé équivalent à celui qui sera construit pour le traitement des eaux usées domestiques dont la capacité est de 1,6 E+07 l/an	Rapport EIE BDD Ecoinvent V3.3
Électricité nécessaire pour la construction de la STEP	Electricity, high voltage {RoW} electricity production, hydro, run-of-river Alloc Rec, S	8,21E-04 (kWh)	L'électricité est produite par un barrage hydro. Et il s'agit normalement d'un moyen voltage. Mais il n'y a pas ce procédé et il n'y a pas non plus de Mix ivoirien existant dans la BDD Ecoinvent.	BDD Ecoinvent V3.3

Tableau A3: Données d'inventaire pour la phase d'exploitation (unité fonctionnelle : 1kg d'or)

Procédés	Procédés ecoinvent	Quantités	Justification/Hypothèse	Sources
Défrichage	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	9,51E-02 (hr)	Processus qui correspond le mieux aux machines utilisées	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Transformation de la Terre	Land transformation from forest secondary (non-use)	1,10E+02 (m ²)	Car il s'agit de la végétation secondaire	Rapport EIE, Traitement d'image satellite, BDD Ecoinvent V3.3
	Transformation, from permanent crop, non-irrigated	2,04E+01 (m ²)	Cultures industrielles : palmiers à huile, hévéa, cacao	
	Transformation, from heterogeneous, agricultural	4,95E+00 (m ²)	Cultures vivrières (manioc, bananes, ...)	
	Transformation, from grassland	7,62E+01 (m ²)	Zone herbeuse	
	Transformation, to mineral extraction site	9,97E+01 (m ²)		
	Transformation, to unspecified used	1,12E+02 (m ²)		
Occupation	Occupation, mineral extraction site	8,98E+02 (m ² a)		
	Occupation, unspecified, natural (non-use)	1,01E+03 (m ² a)		
Foration (ouverture des trous)	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, steady-state {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, steady-state Alloc Rec, S	8,81E-01 (hr)	Processus qui correspond le mieux aux machines utilisées. Valeur Estimée sur la base du schéma de tir et de la bibliographie.	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3 de Karhamn et Belgin, (2003)
Abattage à l'explosif	Blasting {RoW} processing Alloc Rec, S	134 (kg)	Processus blasting de la BDD Ecoinvent a été considéré. Il utilise l'explosif tovox. La quantité est estimée à partir des données de la mine de la Tanzanie de cette BDD.	Ecoinvent V3.3
Excavation (stériles)	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high	1,04E+00 (hr)	Les machines utilisées sont supposées équivalentes à « Machine operation, diesel, >= 74.57 kW ». Cependant, la puissance (74,57 kW) est inférieure à celles des machines utilisées. Une analyse de sensibilité avec le facteur multiplicateur permettant de passer de 74,57 à la puissance du tombereau a été réalisée et considérée.	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Excavation (minéral)	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high	1,38E-01 (hr)		
Transport des stériles	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high	1,63E+00 (hr)		
Transport du minéral de la fosse vers le stockage temporaire	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high	2,59E-01 (hr)	Les véhicules de transport du minéral sont des tombereaux mais il n'y a pas de dumper comme processus. Donc la « Machine operation, diesel, >= 74.57 kW » a été supposée équivalente au tombereau. Cependant, la puissance (74,57 kW) est inférieure à celles des tombereaux. Une analyse de sensibilité avec le facteur multiplicateur permettant de passer de 74,57 à la puissance du tombereau a été réalisée et considérée.	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Transport minéral du stockage vers l'usine de traitement	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high	2,48E+00 (hr)		
Concassage	Rock crushing {RoW} processing Alloc Rec, S AFEMA	1 (kg)	Module par défaut.	Rapport EIE, BDD Ecoinvent V3.3
	Lubricating oil {GLO} market for Alloc Rec, S	1,35E-06 (kg)	Trois concassages ont lieu. Le procédé a donc été multiplié par 3.	

	Industrial machine, heavy, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S	1,32E-06 (kg)	Ces données génériques ont été supposées égales à celles nécessaires pour le concassage du minerai de la mine d'Afema. Cependant, la source d'électricité étant l'hydro, le module y afférent a été utilisé.	
	Cast iron {GLO} market for Alloc Rec, S	2,10E-05 (kg)		
	Electricity, high voltage {RoW} electricity production, hydro, run-of-river Alloc Rec, S	2,15E-03 (kWh)		
Traitement de l'or	Gold {TZ} production Alloc, Rec, S	1 (kg)	Procédé par défaut : Gold {TZ} production . Ce procédé est celui qui se rapproche le mieux de la mine étudiée. En effet, Gold {TZ} comprend des données d'une exploitation MCO comme la nôtre C'est aussi uniquement de l'or qui est exploité. Mais les données sont incomplètes. Ces données manquantes ont été complétées par les données estimées à partir des mines de la Papouasie Nouvelle Guinée. Certains process manquants et dont je dispose de données ont été complétées. Par exemple pour détruire le cyanure ils utilisent du peroxyde d'hydrogène et du HCl (destruction du cyanure et traitement du charbon chargé). Le traitement des eaux issues de l'usine de traitement se fait principalement par l'ajout de la chaux (fréquemment utilisée dans l'industrie minière pour le traitement des effluents finaux). L'ajout de la chaux permet de remonter le pH et ainsi stabiliser les métaux (Aubertin et al, 2002)	Rapport EIE, BDD Ecoinvent V3.3 Aubertin et al. (2002) Renner et al. (2002)
	Fatty alcohol {GLO} market for Alloc Rec, S	1,38E+00 (kg)		
	Mine infrastructure, gold {TZ} mine construction, gold Alloc Rec, AFEMA off site	1,73E-06 (P)		
	Charcoal {GLO} market for Alloc Rec, S	1,70E+01 (kg)		
	Chemical, organic {GLO} market for Alloc Rec, S	2,96E+01 (kg)		
	Hydrogen peroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Alloc Rec, S	5,81E-02 (kg)		
	Sodium cyanide {GLO} market for Alloc Rec, S	9,97E+01 (kg)		
	Sulfuric acid {GLO} market for Alloc Rec, S	5,74E+01 (kg)		
	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Alloc Rec, S	4,64E+01		
	Lime, packed {CH} market for lime, packed Alloc Rec, S	7,72E+02 (kg)		
	Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} market for Alloc Rec, S	6,16E+01 (kg)		
	Zinc {GLO} market for Alloc Rec, S	2,89E+00 (kg)		
	Water, well, in ground, CI	7,99E+01 (m3)		
	Electricity, high voltage {RoW} electricity production, hydro, run-of-river Alloc Rec, S	1,63E+00 (kWh)		
	Diesel-electric generating set production 10MW {GLO} market for diesel-electric generating set production 10MW Alloc Rec, S	8,64E+04 (MJ)	Processus par default contenu dans Gold {TZ} production pour 1 kg d'or produit	
	Sulfidic tailing, off-site {GLO} market for Alloc Rec, S	2,40E+05 (kg)	Estimés à partir des mines de Papouasie NG	
Traitement eaux usées domestiques	Wastewater, average {RoW} treatment of, capacity 1E9l/year Alloc Rec, S	7,01E+00 (m ³)	Ce processus a été choisi car il est celui qui convient le mieux. En effet Il n'existe pas de processus de capacité inférieure à 1E9l/year ou qui soit plus proche de 1,09E6 l/an correspondant au cas d'étude.	Rapport EIE, BDD Ecoinvent V3.3

Tableau A4: Données d'inventaire pour la phase d'après-mine (unité fonctionnelle : 1kg d'or)

Procédés	Procédés ecoinvent	Quantités	Justification/Hypothèse	Sources
Chargement terre végétale	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	8,77E-03 (hr)	Processus qui correspond le mieux aux machines utilisées	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3, Rapport EIE Mine d'Ity (Cote d'Ivoire)
Transformation de la Terre	Transformation, from mineral extraction site	1,01E-02 (m ²)	Données estimées sur la base des superficies à réhabiliter et en tenant en compte des informations recueillies sur des mines similaires	Rapport EIE, BDD Ecoinvent V3.3
	Transformation, from industrial area, built up	7,26E-03 (m ²)		
	Transformation, from unknown	1,65E-02 (m ²)		
	Transformation, to forest, natural	2,03E-02 (m ²)		
	Transformation, to unknown	1,58E-02 (m ²)		
Transport Terre végétale	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1,37E-02 (hr)	Même hypothèse que pour le cas du minerai et du stérile pendant l'exploitation	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Chargement stérile pour la réhabilitation	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1,04E+00 (hr)	Hypothèse: tous les stériles d'exploitation sont utilisés pour remblayer les fosses	Rapport EIE, CAT (2000), BDD Ecoinvent V3.3
Transport stérile réhabilitation	Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor {GLO} machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1,63E+00 (hr)	Idem que pour le transport du minerai et des stériles pendant l'exploitation	
Déchets métalliques à recycler	Steel and iron (waste treatment) {GLO} recycling of steel and iron Alloc Rec, S	3,32E-01 (kg)	Selon les prévisions de la mine, à la fin des activités, les déchets métalliques seront confiés à des structures habilitées pour recyclage hors du site.	
Rebuts recyclables (papiers et plastics)	Mixed plastics (waste treatment) {GLO} recycling of mixed plastics Alloc Rec, S	1,99E+00 (kg)	Idem	Rapport EIE, BDD Ecoinvent V3.3
Déchets de type Peinture et résine	Waste paint {RoW} treatment of, inert material landfill Alloc Rec, S	9,96E-02 (kg)	Selon les prévisions de la mine, à la fin des activités, les déchets peintures et résines seront traités sur places place	
Pneus usagés	Used tyre {GLO} treatment of Alloc Rec, S	1,71E+00 (kg)	Les pneus usagés seront enfouis dans les anciennes fosses	
Déchets génériques non recyclables	Inert waste, for final disposal {RoW} treatment of inert waste, inert material landfill Alloc Rec, S	3,98E+00 (kg)	D'après le rapport d'EIE, les déchets génériques non recyclables seront déposés à la décharge de la mine	

Recommandation de l'ILCD

Pour cette étude l'ILCD a retenu plusieurs critères pour classer les modèles et méthodes de caractérisation :

- l'exhaustivité de la portée ;
- la pertinence environnementale ;
- la robustesse scientifique et la certitude ;
- la transparence et la reproductibilité ;
- l'applicabilité ;
- le degré d'acceptation (par les parties prenantes) et d'aptitude à la communication

Les niveaux de recommandation varient de I à III. Une quatrième classe (intermédiaire) a été également proposée :

Niveau ou classe I : la méthode est satisfaisante (conformité avec les critères) donc recommandée ;

Niveau ou classe II : la méthode est recommandée mais nécessite des améliorations ;

Niveau ou classe III : méthode recommandée, mais est utilisée avec prudence compte tenu du manque d'exhaustivité ou de l'existence d'une incertitude ;

Niveau ou classe intermédiaire : la méthode est en l'état actuel immature au regard des critères pour être recommandée, mais elle est la plus appropriée parmi les méthodes existantes.

Tableau A5 : Résumé des recommandations de l'ILCD sur les modèles et méthodes de caractérisation utilisées par les méthodes LCIA existantes

Catégories	Midpoint	Commentaire	Endpoint	Commentaire
Changement climatique	ICPP (toutes les méthodes existantes utilisent des FC basés sur les GWP de l'ICPP)	Recommandée (niveau I) car bénéficie d'un consensus au niveau scientifique et dispose d'un modèle robuste	ReCiPe EPS 2000 Eco-indicator 99	Aucune méthode n'est considérée mature pour être recommandée. Mais Ces méthodes (par ordre préférence) peuvent être appliquées (niveau intermédiaire). ReCiPe est la plus appropriée des 3.
Destruction de la couche d'ozone	ODP	Ozone Depletion Potential est recommandée (niveau I)	ReCiPe (Struijs et al. 2009a and 2010) (Intermédiaire)	Aucune méthode n'est considérée mature pour être recommandée. Mais le modèle développé par (Struijs et al. 2009a and 2010) et implémenté dans ReCiPe peut être utilisée.
Toxicité humaine	USEtox	USEtox est recommandée mais nécessite des améliorations (niveau II) ou même doit être appliquée avec prudence (niveau III) dans certains cas	Les modèles utilisant le DALY sont recommandés (niveau II) pour les effets cancérigènes. Mais pour les effets non cancérigènes aucune méthode n'est recommandée ; mais USEtox est reconnue comme intérim	
Formation de particules fines	RiskPoll (Rabl and Spadaro, 2004) et Greco <i>et al.</i> (2007)	Ces modèles sont recommandés pour calculer la fraction ingérée (niveau I)	Le modèle développé par Van Zelm <i>et al.</i> (2004) est recommandé (niveau I)	
Radiation ionisante	La méthode de Frischknecht <i>et al.</i> (2000) est recommandée pour l'impact sur la santé humaine. Mais pour l'impact sur l'écosystème aucune méthode n'est recommandée	La méthode développée par Frischknecht <i>et al.</i> (2000) est recommandée pour l'impact sur la santé humaine (niveau I/III) Aucune méthode n'est recommandée mais le modèle de Garnier-Laplace <i>et al.</i> (2008 ; 2009) peut être utilisé (intermédiaire)	Aucune méthode n'est recommandée mais Frischknecht <i>et al.</i> (2000) peut être utilisée comme intermédiaire pour la santé humaine Aucune méthode pour l'impact sur l'écosystème au niveau endpoint	Aucune méthode n'est recommandée mais le modèle de Frischknecht <i>et al.</i> (2000) peut être utilisé (intermédiaire)
Formation d'agent photo-oxydant	Le modèle LOTOS-EUROS utilisé par ReCiPe (Van Zelm <i>et al.</i> , 2008) est recommandé	ReCiPe est recommandée (niveau II/III)	Modèle LOTOS-EUROS utilisé par ReCiPe Van Zelm <i>et al.</i> , (2008)	ReCiPe est recommandée (niveau II/III)
Acidification	La méthode Accumulated Exceedence (Seppälä <i>et al.</i> 2006 ; Posh <i>et al.</i> 2008) est recommandé	Cette méthode est recommandée avec les niveaux II et III	Aucune méthode n'est recommandée.	Mais ReCiPe peut être utilisée en cas de besoin (intermédiaire)

Eutrophisation terrestre	La méthode Accumulated Exceedence est recommandée	Accumulated Exceedence est recommandée aux niveaux II et III	Pas de méthode recommandée	Aucune méthode n'est proposée comme intermédiaire
Eutrophisation aquatique (eau douce et eau marine)	ReCiPe	ReCiPe est recommandée mais nécessite quelques améliorations	Pas de méthode recommandée	Mais le modèle développé dans ReCiPe peut être utilisée (Intermédiaire) pour l'eutrophisation eau douce. Pour les eaux marines, aucune méthode n'est proposée comme intermédiaire
Écotoxicité eau douce	USEtox	USEtox est satisfaisante et recommandée mais doit être améliorée (niveau II)	Aucune méthode	Aucune méthode n'est recommandée car elles sont toutes immatures pour ces catégories d'impacts
Écotoxicité marine	Aucune méthode	Aucune méthode n'est recommandée car elles sont toutes immatures pour ces catégories d'impacts	Aucune méthode	Aucune méthode n'est recommandée car elles sont toutes immatures pour ces catégories d'impacts
Écotoxicité terrestre				
Utilisation des terres	Méthode développée par Milà i Canals et al. (2007)	La méthode de Milà i Canals et al. (2007) est recommandée mais doit être prise avec prudence (niveau III) La méthode utilisée par ReCiPe est simple et robuste mais manque de pertinence environnementale	Toutes les méthodes sont immatures. Mais ReCiPe peut être utilisée	ReCiPe peut être utilisée car elle différencie l'occupation du sol de la transformation du sol. (Classe intérim, car n'est pas assez mature). <i>Toutes les méthodes d'utilisation des terres disponibles actuellement fonctionnent avec des données qui ne représentent qu'une région limitée de (l'Europe) avec des types de végétation spécifiques. En conséquence, ceux-ci ne peuvent pas être facilement transférés vers d'autres écosystèmes et continents</i>
Épuisement des ressources	CML	CML est la méthode recommandée (Classe II : besoin d'améliorations) dans la catégorie des méthodes basées sur la raréfaction des ressources (fossiles, et métaux). Elle couvre la plupart des substances / matériaux jugés critiques par le Groupe de travail ad hoc de la Commission européenne sur la définition de matières premières critiques (Commission européenne 2010).	Pas de méthode assez mature pour être recommandée.	Mais la méthode ReCiPe peut être utilisée comme une solution intermédiaire
	Swiss Ecoscarcity	Cette méthode est préférée car elle considère l'impact de l'épuisement de l'eau. Mais elle est classée au niveau III car elle doit être utilisée avec prudence		

ANNEXE B

Évaluation des impacts environnementaux miniers : MAEIMIN

Tableau B1 : Matrice de comparaison (cas des eaux de surface)

	Régime hydrologique	qualité physico-chimique	Relief
Régime hydrologique	1	3	1/3
Qualité physico-chimique	1/3	1	1/3
Relief	3	3	1

Tableau B2: Classification des facteurs de prédisposition à la pollution des eaux de surface

Évènement redouté	Facteurs	Classes	Scores
	Qualité physico-chimiques	WQI < 50	1
		50 < WQI < 100	2
		100 < WQI < 200	3
		> 200	4
Pollution des eaux de surface	Pluviométrie Pluviométrie (mm.an ⁻¹)	< 1000	1
		1000 - 1500	2
		1500 - 2000	3
		> 2000	4
	Topographie ou pente de la zone (%)	0 - 5	1
		5 - 10	2
		10 - 15	3
		> 15	4

ANNEXE C

Résultats d'Analyse des eaux d'Afema : étude de l'état initial

Tableau C1 : Résultats physico-chimiques des eaux souterraines

Site	pH	T°C	Eh (mv)	CE (µs/cm)	MES (mg/L)	Turbidité (NTU)	NO3 (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO4 (mg/L)	HCO3 ⁻ (mg/L)	CN (mg/L)	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)	Hg (mg/L)	As (mg/L)	Cr (mg/L)
Toliesso F1	6,21	25,9	49,7	261	5,66	2	7,8	1,7	5,7	6,8	14,5	14,6	19	38,4	nd	0,015	nd	nd	nd	nd
Toliesso F2	6,15	25,7	53	103,6	2	1,53	7,16	2,05	3,21	3,86	6,2	8,9	5	20,4	nd	0,017	0,002	nd	nd	nd
Kotoka F1	6,47	25,6	34,1	166,9	27,5	20	4,94	1,6	6,8	3,76	8,41	12,8	4	32	nd	0,026	nd	nd	nd	nd
Kotoka F2	6,61	25,6	25,7	203,8	2,9	2	5,8	1,52	8,2	4,8	16,4	24	4	44,2	nd	0,014	nd	nd	nd	nd
Affiéno F1	6,33	25,8	42,4	190,6	46	38	5,2	0,8	5,8	6,2	12,6	31	3	22,4	nd	0,018	nd	nd	nd	nd
Dadiesso F1	8,49	25,4	-85,3	238	4	3,6	7,8	0,5	3,1	4,8	16	8	6	50	nd	0,017	0,001	nd	nd	nd
Dadiesso F2	5,72	26,5	78,6	134,3	0,72	1	7,15	2,41	3,36	3,52	6,8	9,82	5	20,4	nd	0,023	nd	nd	nd	nd
Niamienlessa F1	6,04	25,4	59,6	114,2	1,54	1,09	6,8	2,17	3,28	3,74	6,4	9,4	4	21,6	nd	0,021	nd	nd	nd	nd
Campement mine	6,01	26,9	61,4	100,7	80	60	6,04	1,84	3,36	4,15	6,8	10,5	6	20	0,0021	0,018	nd	nd	nd	nd
Kouamékro (Puits)	6,05	26,2	59,1	359	30	37	5,36	4,52	7,9	5,8	12	20,8	17	30	0,014	0,024	0,057	nd	nd	nd
Kouakro (Puits 1)	6,59	26,6	27,2	40,8	15	11,6	5,31	0,87	1,75	2,14	2,6	3,6	2	9,8	nd	0,014	nd	nd	nd	nd
Kouakro (Puits 2)	5,73	24,9	77,4	249	50	36	4,27	3,8	7,36	6,1	10,2	21,8	15	24,3	nd	0,016	0,008	nd	nd	nd
M'Gbasso (Puits)	5,17	26,1	111,1	31,7	42	34	6,8	0,75	1,69	1,48	2,4	2,6	2	4,2	0,0014	0,025	nd	nd	nd	nd
Affiéno (Puits)	6,59	26,7	27,1	547	10	4,7	6,1	6,74	7,26	6,1	18,5	14,7	30	42	0,0024	0,052	nd	nd	nd	nd

nd : non détecté (en dessous du seuil de détection de l'appareil utilisé)

Tableau C2 : Résultats physico-chimiques des eaux de surface

Site	PH	T (°C)	Eh (mV)	CE (µs/cm)	MES (mg/L)	Turbidité (NTU)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	HCO ₃ ⁻ (mg/L)	CN (mg/L)	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)	Hg (mg/L)	As (mg/L)	Cr (mg/L)
Anuiri (fosse)	6,99	27,3	3,1	41	3	2,18	6,82	0,85	2,01	2,43	2,8	4	2	10,5	0,021	0,016	0,043	nd	nd	nd
Bassin de cyanuration	6,81	26,9	132,8	30,8	4,8	2,94	5,94	0,65	1,54	1,74	2,1	2,8	1	6,4	0,027	0,047	0,032	nd	nd	nd
Jonction (fosse)	7,13	27	-5,1	19,55	2,72	2	3,86	0,68	0,84	1,02	1,4	2,1	1	3,8	0,032	0,041	nd	nd	nd	nd
Rivière Ehania à Aboulié	6,54	27	30,3	82,5	7,65	5,8	5,76	1,3	2,74	3,6	4,02	6,2	2	20,4	0,008	0,013	nd	nd	nd	nd
Rivière Noé à Kotoka	6,82	27,1	13,3	82,7	11	8	7,56	1,5	2,8	3,2	4,15	5,8	2	18,4	nd	0,023	nd	nd	nd	nd
Rivière Ehania à Affiénou	6,23	25,7	48,4	76,6	5,2	3,8	11,8	1,8	2,9	4,1	4,4	5	2	17,1	0,014	0,044	nd	nd	nd	nd
Rivière Noé à M'possa	6,42	26	36,9	78,8	8,37	6	7,4	1,4	2,5	2,6	4,1	5,6	1	18,90	0,01	0,021	nd	nd	nd	nd

nd : non détecté (en dessous du seuil de détection de l'appareil utilisé)

Annexe D

Publications scientifiques

N°	Titre	Journal	Statut
D1	Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des aquifères dans une zone minière : cas de la mine d'or d'Afema (Sud-est de la Côte d'Ivoire)	International Journal of Innovation and Applied Studies	Publié Juillet (2016)
D2	Impact of an Abandoned Mine on Surrounding Soils, Surface Water and Stream Sediment : Case of SOMIAF Gold Mine, Côte d'Ivoire	International Journal of Environmental Science and Development	Publié (Septembre 2017)
D3	Environmental Evaluation of the mining industry, proposal of a new method: Mining Environmental Impact Assessment Methodology (MEIAM)	En soumission	

Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des aquifères dans une zone minière : cas de la mine d'or d'Afema (Sud-est de la Côte d'Ivoire)

[Mapping of the vulnerability to pollution of aquifers in a mining area : Afema gold mine case (South-eastern Côte d'Ivoire)]

Yao Kouadio Assemien François¹⁻², Salze David², Lasm Théophile¹, Koffi Yao Blaise¹, Belcourt Olivier², Lopez-Ferber Miguel², Ahoussi Kouassi Ernest¹, and Youan Ta Marc¹

¹Unité de Formation et de Recherche Science de la Terre et des Ressources Minières,
Université Félix Houphouët Boigny,
Abidjan, Côte d'Ivoire

²Ecole des Mines d'Alès, Alès, France

Copyright © 2016 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the **Creative Commons Attribution License**, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: The mining industry is a main sector for economic and social development of a country. However, this industry generates many negative impacts on human and biophysical environments. Located south-east of Côte d'Ivoire, the old gold mine of Afema, operated from 1992 to 1998, was assigned to another mining company for a new operation. Prior to reexploitation, study was conducted in 2013 and involving only environmental impacts study. The aspect of vulnerability to groundwater pollution was not addressed in this study. To overcome this shortcoming and to better know the natural predisposition to pollution, mapping of the intrinsic aquifer vulnerability was carried out. The processing of data from drilling data, chemical data, map and satellite images as well as using the DRASTIC method have established the vulnerability map of Afema area. The mineralized zones were overlaid with the vulnerability map, revealing that the study area is dominated by the classes of high and medium vulnerability. Indeed these classes occupy respectively 53.5 and 45.4% of the study area (850 km²), while extreme classes (very low and very high) are hardly encountered in the region. Low vulnerability class accounts only for 1.1% of the total area. The high vulnerability class coincides with high mineralization area. This result reflected a high risk of groundwater pollution around the shear zone. This study has enabled to highlight areas vulnerable to pollution involving attention in the future exploitation of the ore.

KEYWORDS: DRASTIC, groundwater, mining, impacts, vulnerability.

RESUME: L'industrie minière constitue un secteur essentiel dans le développement économique et social d'un pays. Cependant, elle génère de nombreux impacts négatifs sur les environnements humains et biophysiques. Située au Sud-est de la Côte d'Ivoire, l'ancienne mine d'or d'Afema, exploitée de 1992 à 1998, a été attribuée à une nouvelle société minière pour une prochaine exploitation. Une étude a été réalisée en 2013 et a concerné uniquement l'étude d'impact environnementale. L'aspect vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines n'a pas été abordé par cette étude. Afin de pallier à cette insuffisance et de mieux connaître les prédispositions naturelles à la pollution, la vulnérabilité intrinsèque des aquifères de la zone minière a été cartographiée. Le traitement des données chimiques, cartographiques, de forages et d'images satellites ainsi que l'utilisation de la méthode DRASTIC ont permis d'élaborer la carte de vulnérabilité de la zone d'Afema. Les zones minéralisées ont été superposées avec la carte obtenue révélant que la zone d'étude est dominée par les classes de vulnérabilité forte et moyenne. En effet, ces classes occupent respectivement 53,5 et 45,4% de la zone d'étude (850 km²), alors que les classes extrêmes (très faible et très forte) ne sont guère rencontrées dans la région. La classe de vulnérabilité faible ne représente que 1,1% de la zone d'étude. La classe de forte vulnérabilité coïncide avec des zones minéralisées. Ce

résultat traduit un niveau élevé de risque de pollution des eaux souterraines au droit de la « shear zone ». Cette étude a permis de mettre en lumière les zones vulnérables à la pollution nécessitant une attention particulière lors de l'exploitation future du gisement.

MOTS-CLEFS: DRASTIC, eaux souterraines, exploitation minière, impacts, vulnérabilité.

1 INTRODUCTION

Le secteur agricole a constitué le principal moteur de la croissance de l'économie ivoirienne depuis l'indépendance avec le développement des cultures de rente impulsé par l'État. Ces efforts ont connus des résultats probants plaçant aujourd'hui le pays au rang de premier pays producteur de cacao, deuxième pays producteur de noix de cajou, troisième pour le café (liste est loin d'être exhaustive) [1]. Depuis une dizaine d'années, l'État ivoirien a mis en place une politique de diversification des bases de son économie en développant d'autres secteurs comme celui des ressources minières. Ainsi de nombreux permis de recherche et d'exploitation des ressources minières ont été octroyés à des entreprises multinationales. Le projet minier de la zone d'Afema dans le Sud-est de la Côte d'Ivoire s'inscrit dans cette dynamique. L'exploitation minière, comme toute autre activité industrielle d'envergure ne peut se faire sans dommages sur l'environnement [2], [3], [4], [5]. D'où la nécessité de connaître les prédispositions naturelles afin de mieux évaluer les impacts potentiels de cette activité.

Cette étude se propose de cartographier à l'aide de la méthode DRASTIC les zones vulnérables à la pollution des eaux souterraines par les différents polluants provenant de la surface. En effet, les eaux souterraines sont considérées comme l'une des sources les plus importantes pour l'approvisionnement en eau potable du fait de leur grande capacité de stockage ainsi que de leur faible exposition aux polluants contrairement aux eaux de surface [6].

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le projet minier se situe dans le Département d'ABOISSO au Sud-est de la Côte d'Ivoire, à 122 km d'Abidjan. La zone d'étude s'étend sur plus de 850 km², correspondant à la superficie des 2 bassins versants des cours d'eau Ehania et Noé. Cette délimitation tient compte de la zone d'influence des activités minières sur le milieu naturel. À ces deux cours d'eau principaux, s'ajoutent plusieurs autres cours d'eau non pérennes qui drainent la région (Fig. 1).

Du point de vue géologique, les formations rencontrées se regroupent en deux grands ensembles principaux : les métavulcanites et les métasédiments [7]. Ces ensembles sont essentiellement respectivement dominés par des schistes à chlorites et des schistes tuffacés. La zone de contact de ces ensembles représente la zone minéralisée (shear zone), orientée NE-SW. Des intrusions, notamment de diorites, métadiorites et métatonalites, métagabbros et métadolérites sont aussi observées dans la zone d'étude (Fig. 2). Cette zone est recouverte dans sa partie Sud-ouest par une fine couche sédimentaire constituée de sables, argiles et grès ferrugineux dits des hauts plateaux [8].

La zone minière comporte plus d'une dizaine de fosses, ouvertes et exploitées par la Société des Mines de l'Afema (SOMIAF) de 1992 à 1998 [7]. Seul le minerai oxydé a été exploité par la SOMIAF. Le nouveau permis d'exploitation concernera à la fois le minerai oxydé et le minerai sulfuré qui représente 75% du gisement.

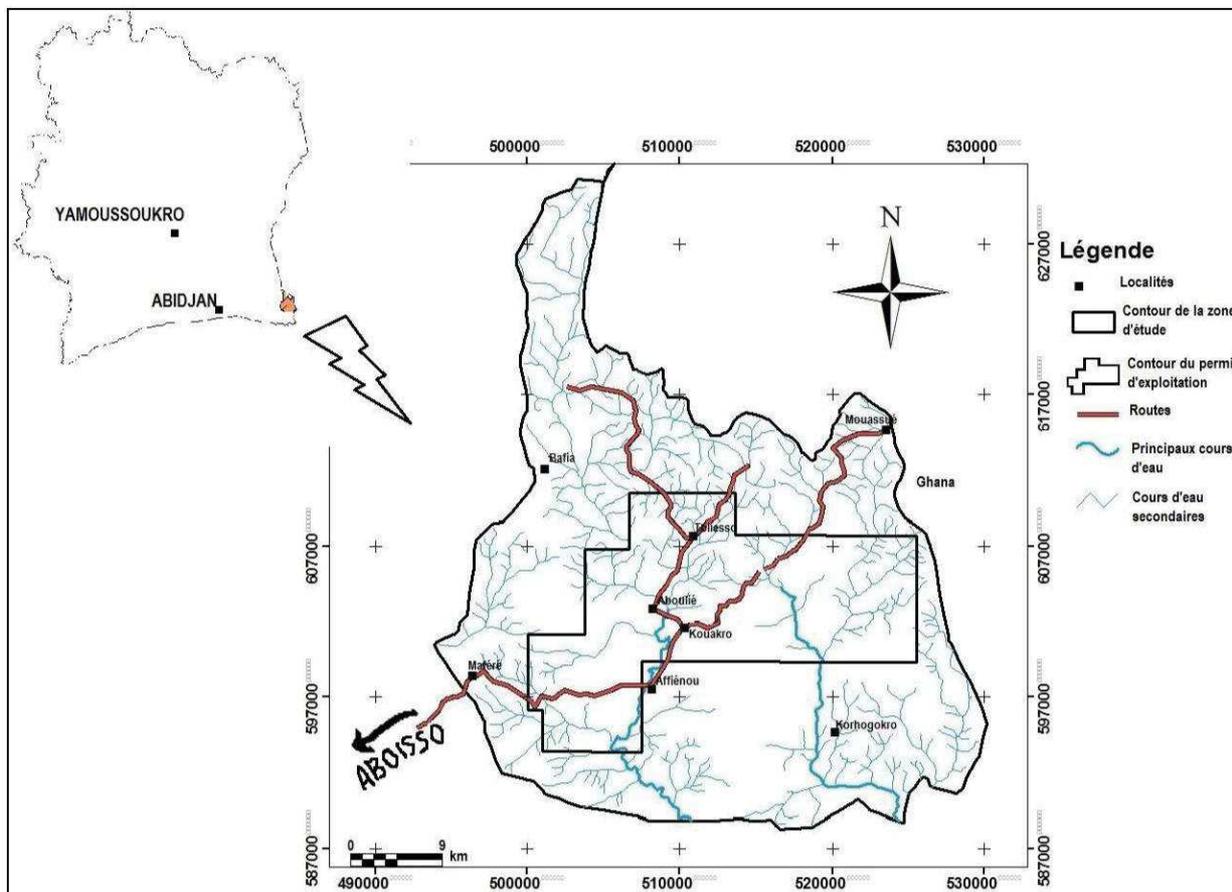


Fig. 1. Situation géographique et réseau hydrographique du secteur d'Afema

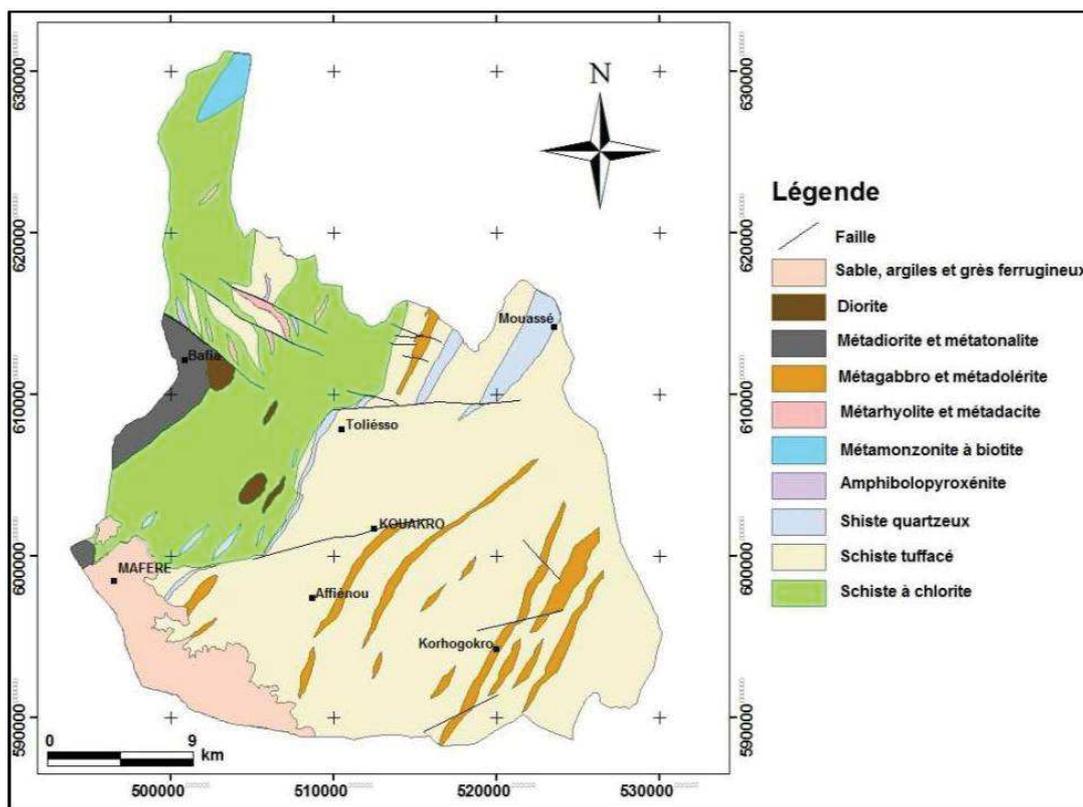


Fig. 2. Carte géologique de la zone d'Afema ([8], modifié)

2.2 MATÉRIEL ET DONNÉES

La base de données pour cette étude est constituée de diverses données : chimiques, cartographiques, de forages et d'images satellites.

Les données de forages concernent les données tirées des fiches techniques des forages. Il s'agit notamment de la profondeur de la nappe (niveau statique), la lithologie de la zone non saturée et de la zone saturée. Ces données ont été acquises auprès de la Direction Régionale de l'Hydraulique d'Aboisso. Les données chimiques concernent essentiellement les teneurs en nitrates (NO_3^-) des eaux souterraines.

Les données images sont constituées d'images SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission) avec une résolution de 90 m, et de Landsat 8. Les images satellites de Landsat 8 ont été obtenues sur le site américain <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Les fonds cartographiques utilisés se composent de cartes géologique, photogéologique [9], topographique à l'échelle de 1/200 000 fournie par le Centre de Cartographie et de Télédétection (CCT) et de carte pédologique [10].

Les cartes ont été établies en utilisant plusieurs logiciels notamment : i) Mapinfo Professionnel 11.0 pour la numérisation des différentes cartes (géologiques, topographiques,...) ; ii) Envi 5.1 pour le traitement des images satellites Landsat 8 et la cartographie de la fracturation ; iii) Arcgis 10.2.2 pour l'établissement des cartes thématiques et de la carte de vulnérabilité.

2.3 MÉTHODE

La notion de vulnérabilité des aquifères a été abordée par plusieurs auteurs [11], [12], [13] et [14]. Ainsi, [11] ont montré que la vulnérabilité des eaux souterraines est une notion relative, non mesurable et adimensionnelle, basée sur la supposition que le milieu naturel peut fournir une protection des eaux souterraines contre les impacts anthropiques, en particulier ceux qui sont engendrés par les polluants entrant dans l'environnement souterrain.

En complément de cette idée, [12] estiment que la vulnérabilité évalue la faiblesse de cette protection naturelle. Elle matérialise la facilité avec laquelle la protection peut être rendue caduque par une pollution. En revanche, il est important de noter qu'il existe deux types de vulnérabilité [13], [14] : (i) la vulnérabilité intrinsèque qui fait référence aux particularités

hydrogéologiques de l'aquifère, donc aux caractéristiques du milieu naturel qui déterminent la sensibilité des eaux souterraines à la pollution par des activités humaines et (ii) la vulnérabilité spécifique qui se rapporte aux propriétés hydrogéologiques et à la nature des contaminants potentiels pouvant modifier la qualité de l'eau souterraine. Elle prend en compte les propriétés des polluants et leurs relations avec divers composants de la vulnérabilité intrinsèque [15].

2.3.1 DESCRIPTION DE LA MÉTHODE DRASTIC

La méthode DRASTIC a été développée par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement [16]. DRASTIC est une méthode empirique de cotation numérique qui utilise sept paramètres pour évaluer la vulnérabilité verticale intrinsèque de l'aquifère. De plus, pour chaque paramètre, une cote allant de 1 à 10 est attribuée par classe préalablement définie en fonction de la particularité de la zone étudiée et des données disponibles. Les sept paramètres dont les initiales donnent l'acronyme DRASTIC sont :

- **D** : « Depth to groundwater » qui désigne la profondeur de la nappe;
- **R** : « Recharge » pour la recharge efficace de la nappe;
- **A** : « Aquifer media » pour le type d'aquifère;
- **S** : « Soil media » pour la nature du sol;
- **T** : « Topographie » pour la topographie ou la pente;
- **I** : « Impact of the vadose zone » pour l'impact de la zone non saturée;
- **C** : « Conductivity » pour la conductivité hydraulique.

Chaque paramètre est pondéré par un facteur multiplicateur variant de 1 à 5 selon son importance. Un paramètre prépondérant est affecté d'un poids égal à "5" alors qu'un paramètre ayant moins d'influence sur le devenir d'un contaminant se voit assigner un poids de "1". Les propriétés de chaque paramètre et le poids qui lui est attribué sont représentés dans le Tableau 1.

En outre, la classification et la cotation des paramètres DRASTIC tenant compte de la particularité du milieu sont présentées dans le Tableau 2. Après avoir défini les différentes classes pour chacun des paramètres susmentionnés, il est alors possible de calculer l'indice de la vulnérabilité DRASTIC (ID). Il s'agit de faire la somme des couches DRASTIC obtenues pour chacun des sept paramètres pondérés par les coefficients respectifs de ces derniers selon l'équation qui suit :

$$ID = D_p \times D_c + R_p \times R_c + A_p \times A_c + S_p \times S_c + T_p \times T_c + I_p \times I_c + C_p \times C_c$$

Avec D, R, A, S, T, I, C, les paramètres cités plus haut ;

c : cotation accordée à chaque paramètre ;

p : facteur de pondération accordé à chaque paramètre.

DRASTIC repose sur les trois hypothèses de base suivantes :

- les sources de contamination potentielles se trouvent à la surface du sol ;
- de la surface du sol, les contaminants potentiels atteignent l'aquifère par le mécanisme d'infiltration efficace ;
- la nature des contaminants potentiels n'est pas prise en compte dans le calcul des indices.

DRASTIC génère un indice (ID) pour le potentiel de pollution des ressources en eaux souterraines qui évolue de 23 à 226. L'indice permet d'évaluer le degré de vulnérabilité de l'unité hydrogéologique à laquelle il se rattache. La reclassification des indices DRASTIC telle que proposée par [17] a été adoptée. Elle conduit à cinq classes de vulnérabilité (Tableau 3).

Si les données concernant les autres paramètres ont été extraites des fiches techniques de forages, des cartes géologiques et des sols, celles caractérisant la conductivité hydraulique sont issues du traitement des images satellites de Landsat 8. La carte linéamentaire résultant des différents traitements a été ensuite validée afin d'attribuer à l'ensemble des linéaments cartographiés, une valeur de fracture. Cette importante phase a été effectuée à partir des travaux de [18] dans le département d'Aboisso, qui comprend la présente zone d'étude. En effet, les réseaux linéamentaires issus des deux travaux ont été analysés et les rosaces directionnelles correspondantes ont été comparées. Enfin, la carte de fracturation ainsi obtenue a été discrétisée en mailles carrées de $5 \times 5 \text{ km}^2$. À l'intérieur de chaque maille, la perméabilité induite par les fractures a été calculée par la méthode de Franciss. Les détails de cette méthode et des techniques de traitement des images satellites sont bien connus dans la littérature et ne seront pas présentés ici. Cependant, pour de plus amples informations, le lecteur est renvoyé aux travaux de [14], [19], [20].

Tableau 1. Propriétés et le poids de chaque paramètre DRASTIC [14]

Paramètres	Symbole	Propriétés	Poids
Profondeur de la nappe	D	Plus cette profondeur est élevée, plus le contaminant met de temps pour atteindre la surface piézométrique	5
Recharge de la nappe	R	Vecteur principal pour le transport du contaminant. Plus cette recharge est grande, plus le risque de contamination est élevé.	4
Lithologie de l'Aquifère	A	Caractérisée par la granulométrie des terrains saturés. Elle intervient dans le piégeage du polluant qui peut échapper au pouvoir d'absorption du sol. Plus cette granulométrie est fine, plus le piégeage du polluant est grand.	3
Sol	S	Plus le sol est riche en argile, plus l'absorption des métaux lourds est importante et plus la protection des eaux souterraines est grande.	2
Topographie	T	Plus la pente des terrains est grande, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible.	1
Zone non saturée	I	Son impact est déterminé à partir de la texture des terrains qui la constituent. La percolation du polluant jusqu'à la surface piézométrique est d'autant plus grande que cette texture est favorable (graviers, sable grossiers).	5
Conductivité	C	Plus ce paramètre est grand, plus le transfert du polluant est rapide	3

2.3.2 VALIDATION DE LA CARTE VULNÉRABILITÉ

La validation des différents résultats obtenus apporte une crédibilité au travail effectué et montre que les cartes thématiques produites reflètent mieux la sensibilité du terrain. Le critère d'évaluation choisi pour valider un indicateur donné doit être indépendant (n'ayant pas servi à la réalisation de cet indicateur) et provenir exclusivement de la zone d'étude.

Plusieurs auteurs [14], [17], [18], [20], [21], [22], [23], [24], et [25] ont vérifié la validité des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la pollution en se basant sur des données chimiques des eaux souterraines. Au regard des résultats satisfaisants de ces auteurs, la carte de vulnérabilité de la zone minière d'Afema a été validée à partir des teneurs en nitrates (NO_3^-) des eaux souterraines. Les nitrates constituent l'une des principales sources de pollution d'origine superficielle en raison de l'existence de nombreuses plantations de palmiers, et d'hévéa. L'utilisation des intrants agricoles peut conduire à la contamination des eaux souterraines en nitrates. Cette validation a été réalisée en établissant une comparaison entre la répartition spatiale des nitrates dans les eaux de la nappe et la distribution des classes de vulnérabilité établies.

Les échantillons prélevés sont au nombre de 19, repartis sur l'ensemble de la zone d'étude en fonction de l'existence ou non d'ouvrages de captage. Ces échantillons concernent les eaux des ouvrages de types Hydraulique Villageoise (HV), Hydraulique Villageoise Améliorée (HVA) et puits (zone rurale). Les teneurs en nitrates ont été déterminées à partir de la Méthode 8171 sur Hach DR 6000 au Laboratoire Central de l'Environnement du Centre Ivoirien Antipollution (CIAPOL).

Tableau 2. Classification et cotation des paramètres DRASTIC du secteur minier d'Afema

Paramètres	Classe	Cote
D : Profondeur de la nappe	0 - 1,5 m	10
	1,5 - 4,4	9
	4,4 - 8,9	7
	8,9 - 14,6	5
	14,6 - 22,8	3
	22,8 - 28,62	2
	> 28,62	1
R : Recharge	360	10
A : Lithologie de l'Aquifère	Roches métamorphiques et ignées	4
	Schistes	6
	Sable et gravier	8
S : Sol	Sols ferrallitiques sur roches basiques, Sols ferrallitiques sur granite, Sols ferrallitiques sur schistes	10
	Sols ferrallitiques sur sables tertiaires	8
	Sols hydromorphes	4
T : Topographie	0 - 2 %	10
	2 - 6 %	9
	6 - 12 %	5
	12 - 18%	3
	>18%	1
I : Zone non saturée	Roches métamorphiques et ignées	4
	Schistes	6
	Sable et gravier	8
C : Conductivité	$< 5.10^{-5}$	1

Tableau 3. Indice DRASTIC reclassé et degré de vulnérabilité [17]

Indice DRASTIC (ID)	Degré de vulnérabilité
23 à 84	Très faible
85 à 114	Faible
115 à 145	Moyen
146 à 175	Fort
176 à 226	Très fort

3 RÉSULTATS

3.1 CARTOGRAPHIE DE LA FRACTURATION ET PERMÉABILITÉ INDUITE

3.1.1 RÉSEAU LINÉAMENTAIRE DE LA ZONE D'AFEMA

Les différentes techniques de traitement ont conduit à la cartographie du réseau de linéaments de la zone d'Afema (Fig. 3). La carte du réseau de linéaments comporte de nombreuses discontinuités, environ 1219 linéaments, dont la taille varie de 190 m à 15,22 km. Ces tailles s'échelonnent sur deux ordres de grandeur. La densité est variable d'un secteur à un autre. En effet, elle est importante à l'ouest que dans les autres parties de la zone d'étude.

La rosace directionnelle du réseau de linéaments illustrée à la figure 4 montre qu'aucune direction ne dépasse les 10% en fréquence aussi bien pour la distribution en nombre que pour celle en longueurs cumulées de linéaments, indiquant ainsi l'homogénéité du réseau linéamentaire (2 à 6% et 1 à 6% respectivement pour la distribution en nombre et en longueurs cumulées de linéaments). Cependant, certaines directions se démarquent de l'ensemble avec des fréquences (notamment)

3.1.2 VALIDATION DE LA CARTE DU RÉSEAU DE LINÉAMENTS ET PERMÉABILITÉ INDUITE PAR LES FRACTURES

Afin de donner une signification aux linéaments cartographiés, la carte linéamentaire a été comparée à celle obtenue par [18]. La figure 5 représente la distribution statistique des linéaments cartographiés par cet auteur. Sur cette rosace, seules les directions N0-10, N90-100 et N150-160 ont une fréquence supérieure à 6%. Ainsi, l'analyse comparative des deux rosaces montre que la direction N0-10 a été identifiée dans les deux études comme une direction qui se dégage de l'ensemble. Cependant pour la présente étude, la direction N0-10 représente 8% du nombre de linéaments tandis que [18] a obtenu 9%. De plus, le nombre de linéaments suivant la direction N60-70 représente respectivement 9% et 6% dans cette étude et dans celle de [18]. De même, la direction N150-160 représente 6% dans la présente étude et 7% des fractures cartographiées par [18]. Ces différentes observations indiquent que les deux supports fournissent les mêmes résultats d'un point de vue statistique. Les quelques différences observées s'expliquent par la taille de la zone d'étude et aussi du nombre de discontinuités pris en compte. Au niveau de la précédente étude, la zone d'intérêt est beaucoup plus vaste et le nombre de discontinuité est important comparativement à la présente étude. En effet, dans la zone d'Afema seulement 1219 fractures ont été identifiées et cartographiées tandis que le réseau de fractures établi par [18] comporte plus de 2000 fractures. Ces résultats permettent de valider les réseaux de linéaments cartographiés. Les linéaments ont donc une valeur de fracturation. Rappelons qu'au cours de la phase de validation, tous les linéaments cartographiés qui n'ont pas une origine tectonique ont été supprimés.

Les fractures ainsi cartographiées ont permis de calculer les perméabilités induites par les fractures de la zone étudiée. Les valeurs de perméabilité induites par les fractures oscillent entre $1,15.10^{-8}$ et $8,91.10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$. Ces valeurs obtenues dans la zone minière d'Afema ont été regroupées dans une seule classe au regard de la classification illustrée dans le Tableau 3. La cote 1 a donc été affectée à ces valeurs de perméabilité induite.

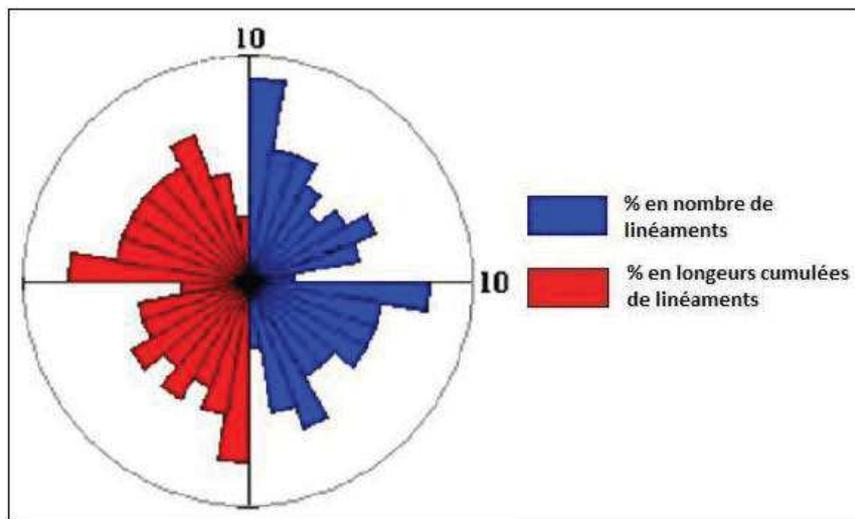


Fig. 5. Rosace directionnelle de la fracturation de [18]

3.2 VULNÉRABILITÉ À LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES

Les valeurs des indices DRASTIC obtenues représentent la mesure de la vulnérabilité hydrogéologique des aquifères de la zone d'Afema. Ces valeurs sont comprises entre 111 et 168. Conformément à la méthode adoptée, ces indices ont été regroupés en cinq classes (Tableau 3) : très faible, faible, moyenne, forte et très forte. Les résultats révèlent que la zone d'étude est dominée par les classes de vulnérabilité forte et moyenne. En effet, ces classes occupent respectivement 53,5 et 45,4% de la zone d'étude (Fig. 6 et Fig.7). Alors que les classes extrêmes (très faible et très forte) ne sont guère rencontrées dans la région, la classe de vulnérabilité faible ne représente que 1,11% de la surface étudiée.

La classe « vulnérabilité forte », qui, est prépondérante (53,5%) se rencontre à l'Est, au Centre et s'étend jusqu'à l'Ouest du secteur étudié, avec quelques lambeaux au Nord et au Nord-ouest. Cette classe de vulnérabilité est globalement orientée NE-SW, soit dans la direction de la zone de cisaillement (zone minéralisée). Le fort degré de la vulnérabilité peut s'expliquer par le fait que les niveaux statiques y sont généralement inférieurs à 5 m de profondeur auquel on associe la présence de sable tertiaire.

La classe « vulnérabilité moyenne » se rencontre essentiellement au Sud et au Nord de la zone d'étude. Quelques "poches" sont aussi identifiées à l'Ouest dans les environs de Maféré et à l'Est du secteur étudié. La présence de cette classe de vulnérabilité pourrait s'expliquer par des valeurs de niveaux statiques qui oscillent entre 7 et 14,6 m de profondeur dans des formations essentiellement constituées de schistes. Par ailleurs, les valeurs de pente observées dans ces zones sont relativement faibles (3 à 12%) et pourraient également justifier la vulnérabilité moyenne rencontrée.

La classe « vulnérabilité faible » qui est la moins importante (1,11% de la zone étudiée) est rencontrée au Sud du village d'Affiéno. Elle serait due aux fortes profondeurs de la nappe et surtout à l'existence de points hauts. Le sol est de type hydromorphes.

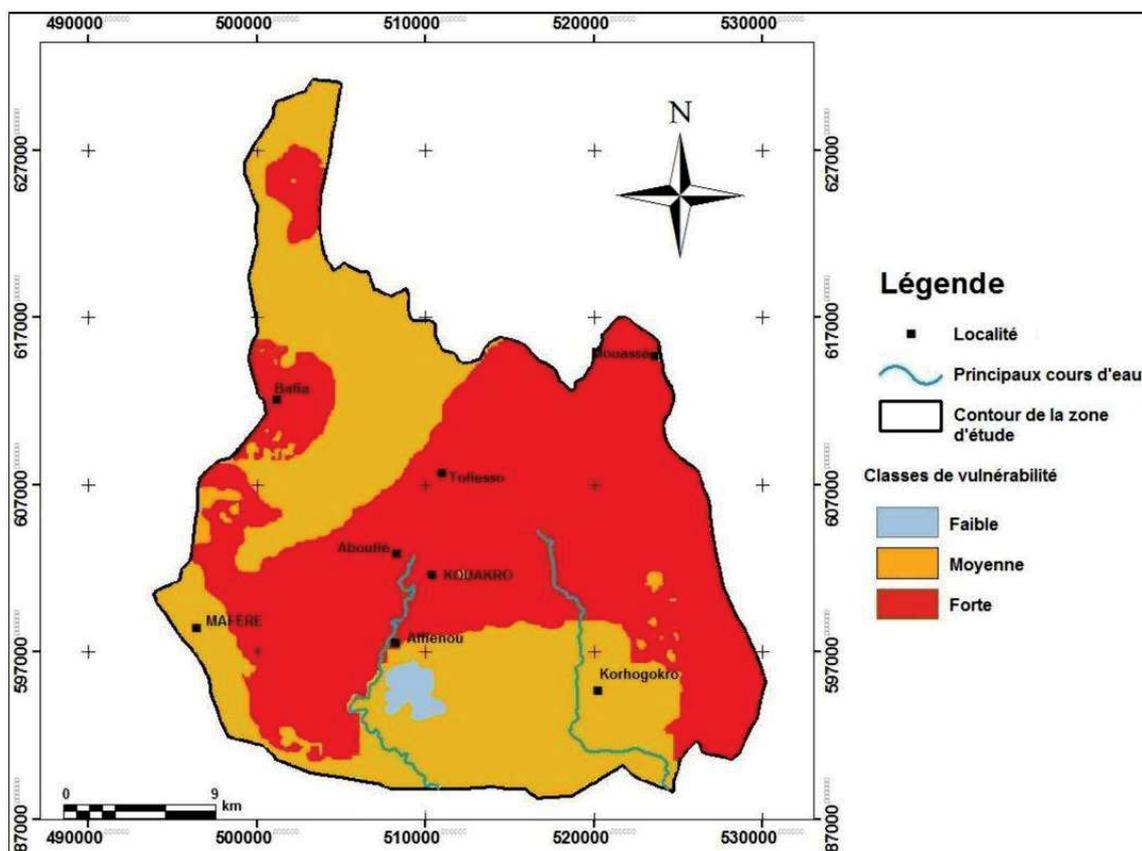


Fig.6. Carte de vulnérabilité à la pollution de la zone d'étude

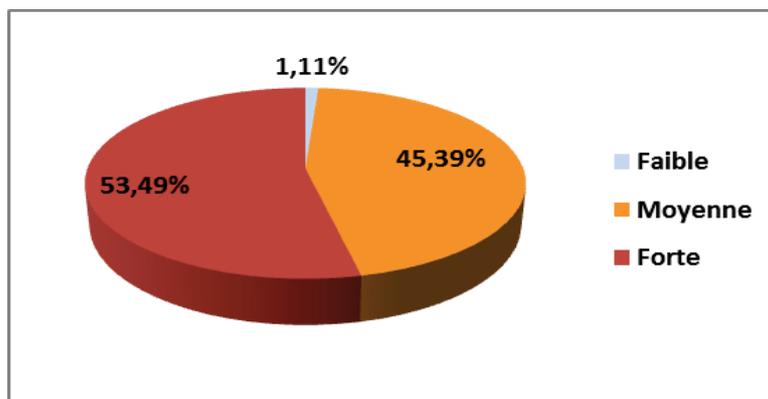


Fig. 7. Diagramme de répartition des classes de vulnérabilité

Par ailleurs, la superposition des zones minéralisées (shear zone), avec cette carte de vulnérabilité (Fig. 8) a montré que ces zones coïncident avec la classe de vulnérabilité forte traduisant ainsi un risque élevé de pollution des eaux souterraines.

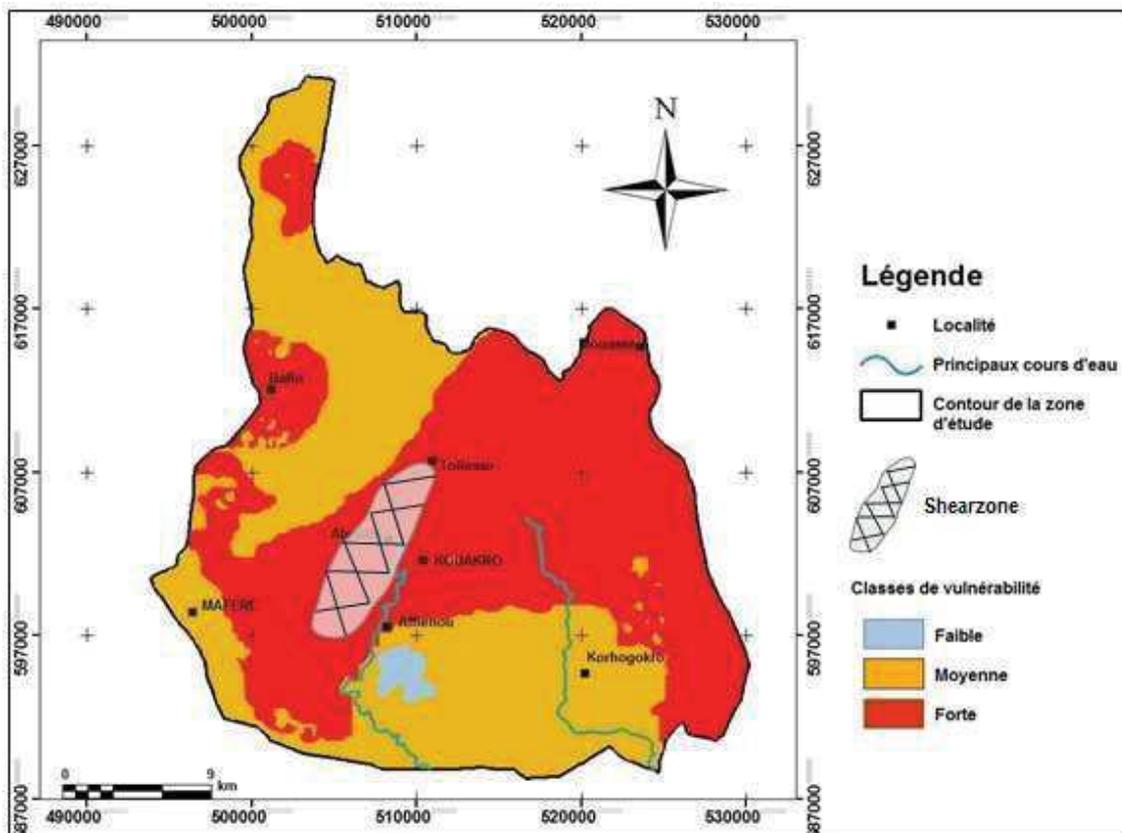


Fig. 8. Superposition de la zone minéralisée avec la carte de vulnérabilité

3.3 VALIDITE DE LA CARTE DE VULNERABILITE

La carte de vulnérabilité à la pollution a été validée grâce aux teneurs en nitrates (NO_3^-) contenues dans les eaux souterraines. Les concentrations sont comprises entre 0 et 10 mg/L. Ces teneurs sont en dessous de la valeur seuil (50 mg/L) proposée par l'OMS, pour les eaux de boisson. Par conséquent, aucune pollution en nitrates n'a été pour le moment constatée dans la zone d'étude. La répartition spatiale de ces teneurs sur l'ensemble de la zone associée à la carte de vulnérabilité est illustrée à la figure 9. Pour cette carte, 3 valeurs des teneurs en nitrates sont comprises entre 0 et 4,5 mg/L et coïncident toutes avec la zone de vulnérabilité forte (Tableau 4). Les 3 valeurs ayant des concentrations comprises entre 4,5 et 5,5 mg/L coïncident toutes avec la zone de vulnérabilité forte. Les teneurs qui oscillent entre 5,5 et 6,5 mg/L sont au nombre de 5 dont une coïncide avec la zone de vulnérabilité faible et une autre coïncide avec la zone de vulnérabilité moyenne. Les 3 autres valeurs (60%) sont localisées dans la zone de vulnérabilité forte. Enfin, 75% des valeurs dépassant les 6,5 mg/L coïncident avec la zone de vulnérabilité forte et 15% avec la zone de vulnérabilité moyenne.

Tableau 4. Coïncidence entre les concentrations en nitrates et les classes de vulnérabilité établies

Teneurs en nitrate (mg/L)	Nombre de valeurs de nitrates comprises entre			
	[0 - 4,5[[4,5 - 5,5[[5,5 - 6,5[≥ 6,5
Faible	0	0	1	0
Moyenne	0	0	1	2
Forte	3	3	3	6
Total	3	3	5	8

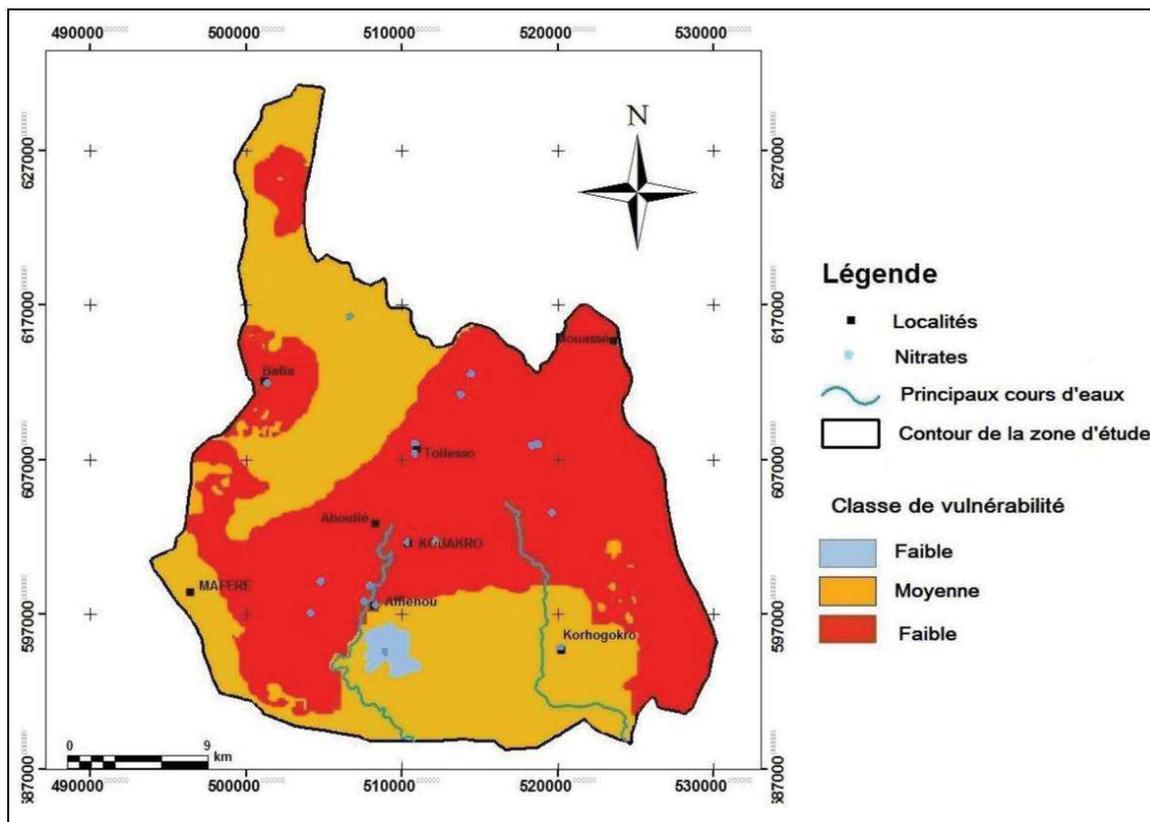


Fig. 9. Superposition de la répartition spatiale des points de prélèvement avec la carte de vulnérabilité

L'analyse de la carte de répartition des teneurs en nitrates (Fig.10) montre que les valeurs supérieures à 6,5 mg/L sont enregistrées dans des zones où la vulnérabilité à la pollution a été estimée forte. Il s'agit des secteurs Centre, Est, et Sud-est de la zone étudiée. Ce résultat est aussi observé à l'Ouest aux alentours du village de Bafia. De même, des teneurs de nitrates de 4,5 à 6,5 mg/L ont été obtenues au Nord et au Sud, zones où la méthode DRASTIC a donné une vulnérabilité moyenne. Ces résultats permettent de conclure que la carte de vulnérabilité obtenue est valide et reflète la réalité du terrain.

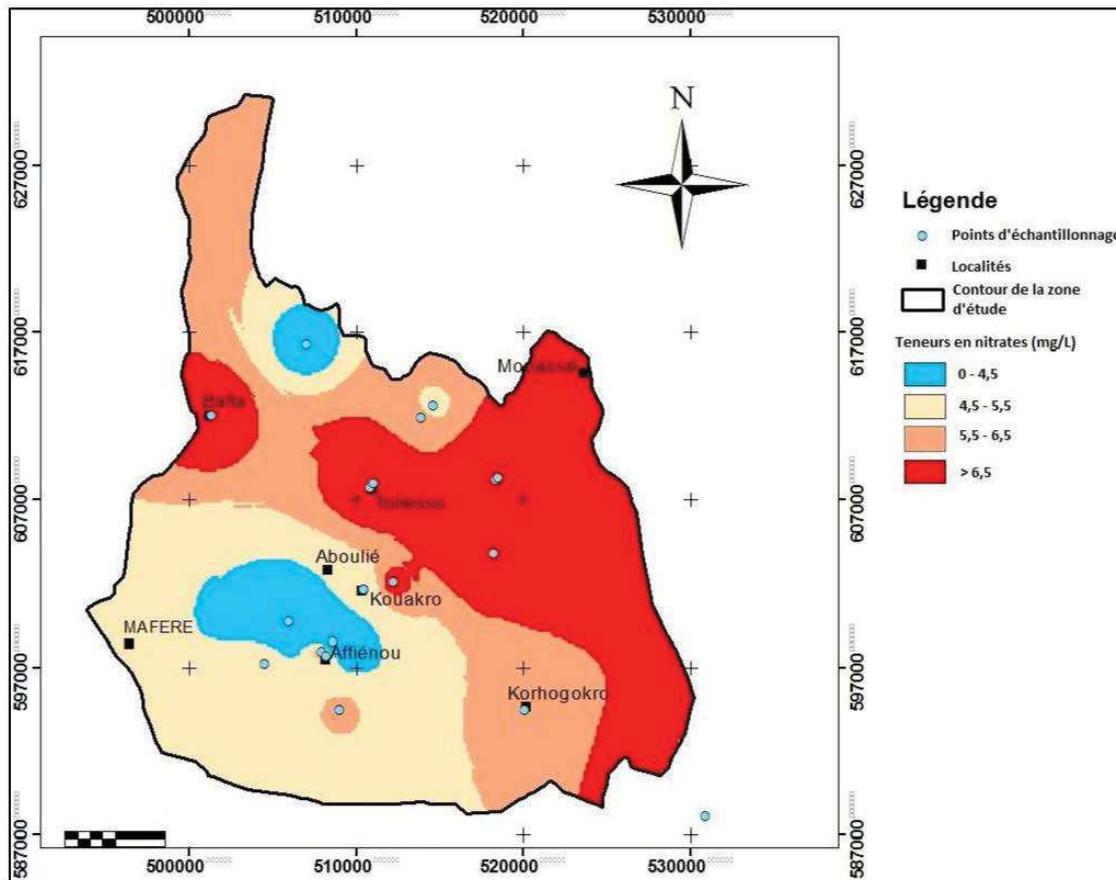


Fig. 10. Répartition spatiale des teneurs en nitrates

4 DISCUSSION

L'étude de la vulnérabilité des aquifères par la méthode DRASTIC a révélé 3 classes : faible, moyenne et forte occupant respectivement 1,1; 45,4 et 53,5% de la zone d'étude. La classe « forte vulnérabilité » est la plus représentée. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que les niveaux statiques y sont généralement inférieurs à 5 m de profondeur auquel on associe la présence de sables tertiaires. L'importance du type de sol a été soulignée par [26], qui a indiqué que la présence d'un sol très perméable associée à une faible profondeur de la nappe et à une forte recharge serait une condition propice pour accroître la vulnérabilité à la pollution des aquifères. Des résultats similaires montrant 3 classes de vulnérabilité ont été obtenus par d'autres auteurs [14], [27]. Dans le département de M'BAHIAKRO (Centre de la Côte d'Ivoire), [27] a obtenu une distribution avec 39% de la surface de la zone d'étude dans la classe faible, 50% dans la classe moyenne et 11% dans la classe forte. C'est aussi le cas de [14] qui, a obtenu à Korhogo (Nord de la Côte d'Ivoire), les mêmes classes faible, moyenne, forte occupant respectivement 13, 64 et 23%. La différence constatée au niveau des surfaces occupées par les classes de vulnérabilité d'une région à une autre pourrait être due aux spécificités locales (natures et qualité des données). La méthode DRASTIC a donné de bons résultats à travers le monde comme l'ont montré [6], [12], [14], [16], [23]. Cependant, quelques limites dans son application méritent d'être relevées. La première difficulté est liée au nombre de facteurs hydrogéologiques pris en compte [14]. En effet, les valeurs de certains facteurs comme la recharge ou encore la conductivité hydraulique ont été obtenues par extrapolation de données parfois de sources différentes. La deuxième limite de DRASTIC provient de la précision au niveau de l'estimation de la profondeur des nappes. Cette précision est fonction de l'intervalle des isobathes de niveau de la profondeur de la nappe. Plus les intervalles sont larges, moins précise est l'estimation et cela entraîne un problème de continuité des données [28]. Cependant, pour cette étude les profondeurs ont été directement obtenues à partir des logs de forages. Un autre point de discussion dans l'application de la méthode DRASTIC, se situe au niveau du choix du type de coefficient de pondération et au niveau des limites des classes. En effet, bien qu'une classification soit proposée,

le choix des limites des intervalles est laissé à l'appréciation de l'opérateur en fonction des données disponibles et des spécificités de la zone étudiée. En d'autres termes les limites des différentes classes ne sont pas des valeurs absolues mais plutôt des valeurs relatives.

En dépit de ces quelques limites, la méthode DRASTIC reste une approche fiable et offre des résultats assez proches de la réalité du terrain. D'ailleurs, les résultats obtenus dans cette étude ont été confortés par les teneurs en nitrates contenues dans les eaux souterraines de la région quoi qu'elles ne soient pas encore alarmantes, c'est-à-dire en dessous du seuil guide proposé par l'OMS qui est de 50 mg/L. Les faibles teneurs en nitrates pourraient laisser entrevoir un milieu fermé. Ce qui signifierait que les teneurs enregistrées sont d'origine naturelle. Or d'après [29], le bruit de fond naturel des nitrates n'excède pas 5 mg/L. On peut donc conclure qu'il y'a bien eu apport de nitrates d'origine anthropique (utilisation des engrais azotés par exemple ; en faible proportion). De plus, une zone vulnérable peut aussi avoir une faible teneur en nitrate étant donné que la notion de vulnérabilité n'est pas synonyme d'une pollution actuelle, mais plutôt d'une prédisposition de ces zones à une contamination éventuelle, si rien n'est entrepris pour les protéger [24]. Dans tous les cas, dans cette étude les zones réellement contaminées correspondent à celles où les indices de vulnérabilité sont les plus élevés.

Les résultats de cette étude permettent d'avoir une idée sur les zones sensibles et ainsi d'en tenir compte dans l'exploitation de celles-ci. L'étude a montré que les zones minéralisées se situent dans les zones de forte vulnérabilité. L'exploitation minière concernera environ 75% les minerais sulfurés puisque l'essentiel du minerai oxydé a déjà été exploité. Le potentiel de génération du Drainage Minier Acide (DMA) serait alors élevé dans la zone d'étude. En effet, le DMA se forme lorsque les sulfures sont exposés à l'eau (atmosphère humide) et à l'oxygène provenant généralement de l'atmosphère. L'exploitation minière contribuera d'une part à la mise en surface des sulfures et d'autre part au contact de ceux-ci avec les eaux d'infiltration aux travers des galeries et autres ouvrages miniers. De fait, l'acidité des eaux du milieu résultant de l'oxydation des sulfures facilitera le relargage des métaux et métalloïdes dans le milieu environnant et surtout dans les eaux souterraines. L'utilisation de techniques appropriées de prévention du DMA comme le recouvrement avec des résidus miniers neutres, le recouvrement de type couverture à effets de barrières capillaire (CEBC) [31] et le traitement actif avec neutralisation chimique à la chaux est alors recommandée afin d'inhiber la production du Drainage Minier Acide.

5 CONCLUSION

L'application de la méthode DRASTIC a permis d'établir la carte de vulnérabilité intrinsèque à la pollution des aquifères de la zone minière d'Afema. Trois classes de vulnérabilité ressortent de l'analyse de cette carte : faible, moyenne et forte couvrant respectivement 1,1 ; 45,4 et 53,5%. La méthode DRASTIC reste une approche fiable qui donne des résultats assez proches de la réalité. En outre, les résultats obtenus ont été confortés par les teneurs en nitrates contenues dans les eaux souterraines. Cette étude a ainsi permis de mettre en lumière les prédispositions naturelles de la zone d'Afema face à une pollution se produisant à la surface du sol. Afin d'inhiber la production probable du Drainage Minier Acide, des techniques de prévention ont été recommandées à l'entreprise minière.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à traduire leur gratitude à l'endroit du Centre Universitaire de Recherche et Application en Télédétection (CURAT), à la Direction Régionale de l'Hydraulique d'Aboisso et à l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) pour toute leur aide et la mise à disposition des différentes données et matériels. Les auteurs remercient également toutes les personnes physiques ou morales ayant contribué à la l'amélioration de ce travail.

REFERENCES

- [1] Ministère de l'agriculture de Côte d'Ivoire, 2016. [En ligne] Disponible : <http://agriculture.gouv.fr> (18 Février 2016)
- [2] US. EPA, "Wastes from the extraction and beneficiation of metallic ores, phosphate rock, asbestos, overburden from uranium mining and oil shale", *EPA Report to Congress*, pp. 4-49, 1985.
- [3] A. Azapagic, "Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry", *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, pp. 639-662, 2004.
- [4] Y. Li, Y. Wang, X. Gou, Y. Su, G. Wang, "Risk assessment of heavy metals in soils and vegetables around non-ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China", *Journal of Environment Sciences* Vol. 18, no. 6, pp. 1124-1134, 2006.

- [5] K. A. Hudson-Edwards, M. G. Macklin, and H. E. Jamieson, "The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Nos Agrio-Guadiamar, Amalcó Ilar, Spain", *Appl Geochem*, vol. 18, pp. 221–239, 2003.
- [6] US EPA, "Environmental Protection Agency. DRASTIC: a standard system for evaluating groundwater potential using hydrogeological settings, Ada, Oklahoma" WA/EPA Series; 163, 1985.
- [7] K. E. Assié, "Lode gold mineralization in the Paleoproterozoic (Birimian) volcano-sedimentary sequence of Afema gold district, southeastern Côte d'Ivoire", Doctoral thesis, Faculty of Energy and Economic Sciences Technical University of Clausthal, Germany, 198 p., 2008.
- [8] C. Delor, Y. Diaby, Y. Simeon, J-P. Tastet, M. Vidal, J-V. Chiron et A. Dommaget, "Notice explicative de la Carte Géologique de la Côte d'Ivoire à 1/200 000, Feuille Grand-Bassam", Mémoire de la Direction de la Géologie de Côte d'Ivoire, Abidjan no. 4, 30 p., 1992.
- [9] Geomines, "Inventaire hydrogéologique appliqué à l'hydraulique villageoise", Cahier no. 26, carte Abengourou, DCH, 24 p., 1982.
- [10] A. Perraud et P. De la Souchère Carte de l'Esquisse Pédologique de la Côte d'Ivoire à l'échelle 1/500 000. Feuille Sud-Est", Ministère de l'Agriculture, 1971
- [11] A. Zaporozec et J. Verba, "Classification and review of groundwater and Vulnerability maps", *Groundwater vulnerability*, vol. 10, pp. 19–21, 1994.
- [12] S. Bezelgues, E. Des Garets, V. Mardhel et N. Dörfliger, "Cartographie de la vulnérabilité de Grand-Terre et de Marie-Galatie (Guadeloupe)", Phase 1: méthodologie de détermination de la vulnérabilité, 45 p., 2002.
- [13] N. Schnebelen, J.P. Platel, Y. Le Nindre, D. Baudry, A. Hoarau, P. Dufour, et S. Benhammouda, "Gestion des eaux souterraines en Aquitaine Année 5. Opération sectorielle. Protection de nappe de l'Oligocène en région bordelaise" *ERIC Document Reproduction Service* no. ED 98-01, 2002.
- [14] J.P. Jourda, "Méthodologie d'application des techniques de télédétection et des systèmes d'information géographique à l'étude des aquifères fissurés d'Afrique de l'Ouest. Concept de l'hydrotechnique spatiale: Cas des zones tests de la Côte d'Ivoire", Thèse de doctorat ès sc. nat., Université de Cocody Abidjan, 429 p., 2005.
- [15] V. Cloutier, R. Lefebvre, M. Savard et T. Therien, "Analyse statistique multivariable de l'hydrogéochimie régionale des aquifères fracturés du Sud-Ouest du Québec" *54th Canadian Geotechnical Conference*, Calgary, pp. 1068–1076, 2001.
- [16] L. Aller, T. Bennett, J.H. Lehr, R. Petty and G. Hackett, "DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution in potential using hydrogeological settings", *Jour. Geol. Soc. India*, 29 (1), pp. 23-37, 1987.
- [17] J.P. Jourda, M.B. Saley, K. J. Kouamé, B. H. Kouadio, J. Biemi et M. Razack, "Gestion et protection des ressources en eaux souterraines: contribution d'un SIG à la réalisation de la carte de vulnérabilité à la pollution des aquifères fissures de Korhogo (Nord de la Côte d'Ivoire) selon la méthode DRASTIC", Acte de la Conférence Francophone SIG, Paris, 21p., 2005.
- [18] B. Dibi, "Cartographie des sites potentiels d'implantations des points d'eau dans le département d'Aboisso (sud-est de la Côte-d'Ivoire): Apport du SIG et de l'analyse multicritère", Thèse unique de doctorat, université d'Abobo-Adjamé, 164 p., 2008.
- [19] J. Biémi, "Contribution à l'étude Géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsahariens du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest: Hydrostructurale, hydrodynamique, hydrochimie et isotopie des aquifères discontinus de sillons et aires granitiques de la Haute Marahoué (Côte d'Ivoire)", Thèse de doctorat ès sciences naturelles, Université Nationale d'Abidjan, 493 p., 1992.
- [20] M. Youan Ta, "Contribution de la télédétection et des systèmes d'informations géographiques à la prospection hydrogéologique du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest: cas de la région de Bondoukou (nord-est de la côte d'Ivoire)", Thèse unique de Doctorat, Université de Cocody Abidjan, 260 p., 2008.
- [21] R. M. Mohamed, "Evaluation et Cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est algérien, selon la méthode DRASTIC", *Sciences et changement planétaires / sècheresse*, vol. 12, no. 2, pp. 95–101, 2001.
- [22] I. Savané, B. T. Goula, G. A. Doua et K. I Kouamé, "Vulnerability assessment of the Abidjan Quaternary Aquifer using the DRASTIC method", *Ground water pollution in Africa*, pp. 115–124, 2006.
- [23] M. H. Hamza, A. Added, A. Frances et R. Rodriguez, "Validité de l'application des méthodes de vulnérabilité DRASTIC, SINTACS et SI à l'étude de la pollution par les nitrates dans la nappe phréatique de Metline-Ras Jebel-Raf Raf (Nord-Est Tunisien)", *Géoscience* 339, pp. 493–505, 2007.
- [24] K. J. Kouamé, "Contribution à la gestion intégrée des ressources en eaux (GIRE) du district d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire): Outils d'aide à la décision pour la prévention et la protection des eaux souterraines contre la pollution" Thèse unique de doctorat, Université de Cocody Abidjan, 225 p., 2007.

- [25] G. E. Aké, "Impacts de la variabilité climatique et des pressions anthropiques sur les ressources hydriques de la région de Bonoua," (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). Thèse unique de Doctorat. Université de Cocody Abidjan. 260 p., 2010.
- [26] J. A. Mejia, R. Rodriguez, A. Armienta, E. Mata and A. Fiorucci, "Aquifer Vulnerability Zoning, an Indicator of Atmospheric Pollutants Input? Vanadium in the Salamanca Aquifer, Mexico", *Water Air Soil Pollut* 185: pp. 95–100, 2007.
- [27] B. Dibi, K. L. Kouassi, K. I. Kouamé, K. S. Konan, M. Soumahoro, A. B. Konan-waidhet, and D. Gnakri, "Assessment of vulnerability to pollution of aquifers of weathered layer by DRASTIC and SYNTACS methods: Case of M'Bahiakro city, Central Côte d'Ivoire", *International Journal of Innovation and Applied Studies*, Vol. 2 no. 4, pp. 464-476, 2013.
- [28] K. J. Kouamé, J. P. Jourda , M. B. Saley, S. K. Deh, A. T. Anani and J. Biémi, "Mapping of groundwater vulnerability zones to pollution in various hydrogeological environments of Côte d'Ivoire by DRASTIC method", *International Journal of Scientific & Engineering Research*, Vol. 4, pp. 918–923, 2013.
- [29] E. Gilli, C. Mangan, J. Mudry, *Hydrogéologie: Objet, méthodes, applications*, 3^e Ed. Dunod, 2012.
- [30] M. Aubertin, E. Cifuentes, V. Martin, S. Apithy, B. Bussièrè, J. Molson, R.P. Chapuis and A. Maqsoud, "An investigation of factors that influence the water diversion capacity of inclined covers with capillary barrier effects", *Geotechnical Special Publication n° 147*, pp. 613-624, 2006.

L'article 2 ayant été présenté dans le manuscrit (section 3.2.4), ici nous ne présentons qu'un résumé.

Impact of an Abandoned Mine on Surrounding Soils, Surface Water and Stream Sediment: Case of SOMIAF Gold Mine, Côte d'Ivoire

Kouadio Assemien François Yao, David Salze, Miguel Lopez-Ferber, Théophile Lasm, and Olivier Belcourt

Abstract: The old gold mine of Somiaf in Afema district (Southern of Côte d'Ivoire) ceased operating in 1998 without real site rehabilitation. In 2016, geochemical analyses of the soils, stream sediments and Hydrochemical characterization of waters of the surrounding area were carried out to assess the environmental impact of this mining site. The chemical analyses of surface water revealed that almost all the studied water are of poor quality based on the water quality index (WQI). On soils and stream sediments samples the chemical analyses showed Cd, Pb and As pollution. While soil contamination by Pb may be due to mining activity as shown in the water case, Cd and As seems to be coming from agricultural activities due to the widespread contamination. This study allowed us to get an overall view of the state of the environment after the end of the mining activity with the focus on the state of the quality of water consumed by the populations. A more detailed study must be carried out in order to accurately characterize the origin of the metal pollution in the waters.

Index Terms : Mining, WQI, metal contamination, Côte d'Ivoire.

Résumé : Située dans le canton Afema (Sud-Est de la Côte d'Ivoire), l'ancienne mine d'or de la Somiaf a cessé ses activités en 1998 sans de véritables travaux de réhabilitation. Une étude sur la caractérisation géochimique (sols/sédiment) et hydrochimique des eaux de surface de la zone minière a été réalisée en 2016. Sur la base du calcul de l'indice de qualité des eaux (WQI), les analyses chimiques ont montré que les eaux de surface de la zone étudiée sont de mauvaise qualité. De plus, l'étude a montré une pollution des sols et des sédiments par le Cd, Pb et As. Alors que la contamination par le Pb semble d'origine minière comme l'on montré les résultats sur les eaux de surface, le Cd et l'As pourraient provenir des activités agricoles du fait de la généralisation de la contamination dans le secteur étudié. Cette étude a ainsi permis d'avoir une vision globale sur l'état de l'environnement après l'arrêt des activités minières en mettant l'accent sur l'état de la qualité des eaux de surface consommée par les populations riveraines. Afin de caractériser avec précision l'origine de la pollution des eaux par les métaux, il est nécessaire de réaliser une étude plus détaillée.

Mots-clés : Exploitation minière, WQI, contamination métallique, Côte d'Ivoire.

Environmental Evaluation of the mining industry, proposal of a new method: Mining Environmental Impact Assessment Methodology (MEIAM)

Kouadio Assemien François Yao ^{a,b}, David Salze ^a, Miguel Lopez-Ferber ^a, Théophile Lasm ^b, Blaise Koffi Yao ^b, Olivier Belcourt ^a, Kouassi Ernest Ahoussi ^b

^a LGEI, IMT Mines Ales, 6 Avenue de Clavières, 30319 Alès Cedex, France

^b LSTEE, Université Félix Houphouët Boigny Abidjan, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire

Abstract

An increasing demand of mineral resources is associated with modern society development. In parallel, mining projects face strong oppositions both from public and from environment protection agencies, due to the potential impacts associated with ore extraction. In order to conciliate the needs of producing raw materials and of taking into account the preservation of the quality of the environment, it is necessary to assess the environmental impact previous to the start of the mining activities. Although Environmental Impact Assessment (EIA) procedure is mandatory, the regulations do not impose any impact assessment method. Thus, EIA practitioners are free to use the method that suits them and their own expertise to estimate the environmental impacts of a project. Therefore, we have proposed here a specific method for mining impact assessment. In addition to previous work on human health risks related to the environmental impacts of the extractive industry, this study was carried out by considering all phases of a mine's life in a predictive approach. This method entitled Mining Environmental Impact Assessment Methodology (MEIAM) aims to assess the mining impacts. The method is designed to address all environmental problems: groundwater, surface water, soil, air, fauna and flora. However, the case study was focused to the groundwater of a mining area (gold mine) located in Côte d'Ivoire. The results of this implementation were compared with those obtained by using the matrices method in the EIA study of this mining project. It emerged that the two methods have led to different conclusions. Unlike the EIA study, MEIAM identifies and evaluates a large number of pollution scenarios. In the EIA study the potential groundwater pollution scenario involving soils leaching, working face (open pit borders), were not taken into account. In addition, the exploration phase was not considered in the earlier EIA study. The present work concluded that the impact of groundwater pollution is high at the operation, and the closure phases, while previous study indicated an average impact (for the few considered scenarios). For these high impacts, some measures have been proposed to protect groundwater resources.

MEIAM better assesses the impact of pollution by taking into account the intrinsic parameters (geology, climate, initial state of the environmental component) of the mine site, the nature of the potential pollutants and feedbacks. It may therefore be of considerable value in mining projects.

Keywords: MEIAM, mining pollution, environmental impacts, Afema

Résumé

L'industrie minière joue un rôle important dans le développement économique de nos pays. Cependant, les projets miniers font de nos jours face à de sérieuses oppositions tant des communautés locales que des organismes de protection de l'environnement, en raison des impacts potentiels associés à l'extraction minière. Pour concilier les besoins de production de matières premières (assurer le développement économique) et la prise en compte de la préservation de la qualité de l'environnement, il est nécessaire d'évaluer les impacts environnementaux potentiels, conséquences des activités minières avant leur début et choisir les meilleures options d'un point de vue environnemental. L'Étude d'Impact Environnemental (EIE) est une procédure qui permet d'identifier et d'évaluer les impacts d'un projet. Les projets miniers sont assujettis à une telle étude. Or bien que la procédure d'EIE soit obligatoire, la réglementation ne prescrit aucune méthode d'évaluation des impacts ; qui est laissée au choix du praticien. L'objectif général de cette thèse est de proposer une méthode permettant d'évaluer plus efficacement les impacts environnementaux de l'industrie minière. Pour y parvenir deux approches ont été explorées : la méthodologie d'Analyse et d'Évaluation des Impacts environnementaux Minières (MAEIMIN) développée dans cette thèse et la méthodologie d'Analyse de Cycle Vie (ACV) qui est une technique standardisée ISO. MAEIMIN est une technique basée sur la démarche d'analyse de risque et permet d'évaluer les impacts en prenant en comptes les conditions climatiques, géologiques et de l'état initial de la zone. L'ACV est quant à elle une technique standardisée qui permet d'évaluer les impacts produits sur le site et ceux générés hors du site mais dont les activités génératrices sont liées au système étudié. Ces méthodes ont été mises en œuvre sur une mine d'or en Côte d'Ivoire. MAEIMIN, en prenant en compte les caractéristiques particulières de la zone d'étude, a montré des résultats d'impacts élevés aussi bien pour la pollution des eaux de surface que pour les eaux souterraines, principalement aux étapes d'exploitation et d'après-mine. Cette étude a également montré que les sources de pollution entraînant des impacts de niveau élevé comprennent les dépôts de résidus (terrils et effluents), les sols préalablement contaminées par des retombées de poussière et les travaux miniers. S'agissant de l'ACV, qui est par essence une méthode généraliste, elle a permis plus particulièrement de mettre en évidence des impacts *off-site* assez significatifs. Pour les effets *on-site*, l'étude a montré que les impacts sur la santé humaine sont essentiellement dus aux émissions de métaux par les activités d'exploitation (traitement du minerai et gestion des résidus miniers ainsi que les émissions de l'abattage). Enfin, notre travail a permis de montrer une meilleure prise en compte de l'ensemble des impacts par une combinaison de MAEIMIN et de l'ACV dans les procédures d'EIE.

Mots-clés : Impact environnemental, Évaluation, Industrie minière, MAEIMIN, ACV.

Abstract:

An increasing demand of mineral resources is associated with modern society development. In parallel, mining projects face strong oppositions both from public and from environment protection agencies, due to the potential impacts associated with ore extraction. In order to conciliate the needs of producing raw materials and of taking into account the preservation of the quality of the environment, it is necessary to assess the environmental impact previous to the start of the mining activities. The Environmental Impact Assessment procedure helps to identify and evaluate the environmental impacts of a project. Although Environmental Impact Assessment (EIA) procedure is mandatory, the regulations do not impose any impact assessment method. Thus, EIA practitioners are free to use the method that suits them and their own expertise to estimate the environmental impacts of a project. The main purpose of this work is to propose a method to more effectively evaluate the environmental impacts of the mining industry. To achieve this, two approaches have been explored: the Mining Environmental Impact Assessment Methodology (MEIAM) developed in this thesis and the Life Cycle Assessment (LCA), which is a standardized methodology. MEIAM is based on the risk analysis approach and makes it possible to evaluate the impacts taking into account the climatic and geological conditions and the initial state of the zone. LCA is a standardized technique that assesses the impacts produced on the site and those generated off-site but whose generating activities are related to the system studied. These methods were implemented on a gold mine in Côte d'Ivoire.

MEIAM, taking into account the particular characteristics of the study area, showed high impact results for both surface water and groundwater pollution, mainly at the operation and post-closure stages. This study has also shown that pollution sources with high level impacts include tailings, soils previously contaminated by dust fallout and mining works. Regarding the LCA, which is in essence an overall method, it has made it possible to highlight quite significant off-site impacts. For on-site effects, the study showed that the impacts on human health are mainly due to metal emissions from operation activities (ore processing and tailings management as well as blasting). Finally, our work showed that all the impacts were better taken into account by a combination of MEIAM and LCA in the EIA procedures.

Keywords: Environmental impact, Assessment, Mining industry, MEIAM, LCA.