CONCEPTION DU SYSTEME DE GESTION DES EAUX MINIERES POUR LE TRAITEMENT DU NITRATE ET DU NITRITE : CAS DE LA MINE DE HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) AU BURKINA FASO

MÉMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLÔME D'INGÉNIEUR 2IE AVEC GRADE DE MASTER

SPÉCIALITÉ : **EAU ET ASSAINISSEMENT**

Présenté et soutenu publiquement le [24/01/2026] par

SOU Sié Steve Harris (20200158)

Directeur de Mémoire : DR. Hela KAROUI

Maître de stage : Mr. Fréderic SOME, Directeur du département HSE (HGO)

Structure d'Accueil: **HOUNDE GOLD OPERATION (HGO)**

Jury d'évaluation du stage :

Président : Pr. Yacouba KONATE

Membres et correcteurs : Dr. Seyram K. SOSSOU

Dr. Ines Noaga Gwladys OUEDRAOGO

Promotion [2025/2026]

RÉSUMÉ

La gestion des effluents constitue aujourd'hui un enjeu environnemental propre à pratiquement tous les secteurs d'activités. Au sein de l'industrie extractive aurifère, plus précisément dans l'exploitation minière de HOUNDE GOLD OPERATION (**HGO**) au Burkina Faso, l'un des défis majeurs réside dans le traitement responsable des eaux de dénoyage. Ces dernières présentent une charge azotée critique, résultant de la décomposition et du lessivage des résidus d'explosifs à base d'ANFO. Ces rejets atteignent des pics qui dépassent ainsi la norme de potabilité de l'**OMS** (50mg /L) et menacent tant la santé publique (risques de méthémoglobinémie) que l'équilibre des écosystèmes (eutrophisation).

Cette étude vise à concevoir et dimensionner un système de traitement biologique passif, économiquement viable et adapté aux contraintes du contexte sahélien. La méthodologie adoptée repose sur une analyse statistique approfondie de huit années de données de suivi (2017-2025). L'utilisation du 90ème percentile a permis de définir une charge polluante de référence réaliste tandis qu'une forte corrélation entre nitrates et sulfates ($\mathbf{R = 0,81}$) a confirmé l'origine anthropique de la pollution liée à l'utilisation d'explosifs de type ANFO sur le site.

La solution technique proposée repose sur une architecture innovante en trois étapes .La régulation hydraulique est assurée par un Bassin de Rétention et de Décantation (**BRD**) capable d'absorber des débits de pointe de $\mathbf{0,33\ m^3/s}$, suivi d'un Bassin Tampon Intelligent (**BTI**) qui stabilise l'alimentation à $\mathbf{0,05\ m^3/s}$. Après un prétraitement physique complet (dégrillage, dessableur, décanteur), l'effluent rejoint le cœur du système : un bioréacteur de dénitrification utilisant les coques de karité comme substrat carboné local. Chaque unité, dimensionné à $\mathbf{70m/25m/1,5m}$ permets un temps de rétention de $\mathbf{10heures}$ pour abattre jusqu'à $\mathbf{122kg\ N/jour}$ **théorique .**

Les atouts de ce système dépassent la simple épuration. D'une part, il participe à une économie circulaire via la valorisation d'un sous-produit agricole local. D'autres part, il assure une gestion durable de l'eau en la réintégrant après traitement, dans le circuit minier. La robustesse et le caractère passif de l'approche sont à noter, bien que la validation des cinétiques de réaction restent une étape nécessaire.

A terme, cette solution offre à **HGO** une stratégie concrète pour concilier conformité réglementaire, responsabilité sociale et optimisation des couts d'exploitation.

Mots-clés : Nitrates, effluents miniers, dénitrification biologique, coques de karité, HOUNDE GOLD OPERATION

ABSTRACT

Effluent management is now an environmental challenge relevant to virtually all sectors of activity. Within the gold mining industry, specifically at the HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) mine in Burkina Faso, one of the major challenges lies in the responsible treatment of dewatering water. This water has a critical nitrogen load, resulting from the decomposition and leaching of ANFO-based explosive residues. These discharges reach peak levels that exceed the WHO drinking water standard (**50 mg/L**) and threaten both public health (risk of methemoglobinemia) and the balance of ecosystems (eutrophication).

This study aims to design and size a passive biological treatment system that is economically viable and adapted to the constraints of the Sahelian context. The methodology adopted is based on an in-depth statistical analysis of eight years of monitoring data (2017-2025). The use of the 90th percentile allowed for the definition of a realistic reference pollutant load, while a strong correlation between nitrates and sulfates (**R=0.81**) confirmed the anthropogenic origin of the pollution linked to the use of ANFO-type explosives on the site.

The proposed technical solution is based on an innovative three-stage architecture. Hydraulic regulation is ensured by a Retention and Settling Basin (RBD) capable of absorbing peak flows of 0.33 m^3/s, followed by a Smart Buffer Basin (BTI) that stabilizes the feed at **0.05 m^3/s**. After complete physical pretreatment (screening, grit removal, settling), the effluent enters the core of the system: a denitrification bioreactor using shea husks as a local carbon substrate. Each unit, measuring (**70m x 25m x 1.5m**), allows for a retention time of 10 hours to remove up to **122 kg of nitrogen per day theoretical**.

The advantages of this system extend beyond simple purification. Firstly, it contributes to a circular economy by valorizing a local agricultural by-product. Secondly, it ensures sustainable water management by reintegrating treated water into the mining circuit. The robustness and passive nature of the approach are noteworthy, although validation of the reaction kinetics remains a necessary step.

Ultimately, this solution offers HGO a concrete strategy for reconciling regulatory compliance, social responsibility, and optimized operating costs.

Keywords: Nitrates, mining effluents, biological denitrification, shea nuts, HOUNDE GOLD OPERATION

Dédicaces

Je dédie ce mémoire à la famille SOU.

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements sont adressés à Dieu pour la force et la grâce qui m'ont accompagné tout au long de ce parcours, ainsi qu'à ma famille pour son amour et son soutien sans faille.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude au Professeur EL Hadji Bamba DIAW, directeur général de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), pour avoir mis en place un cadre de formation d'excellence en ingénierie, favorisant l'épanouissement intellectuel, technique et professionnel des étudiants.

Mes remerciements s'adressent également à l'ensemble du corps professoral, aux membres de l'administration, ainsi qu'à toute l'équipe pédagogique de 2iE. Grâce à l'encadrement et aux ressources mises à disposition, j'ai pu acquérir des compétences techniques et méthodologiques essentielles à la production de ce travail.

Je souhaite adresser mes sincères remerciements à mon encadrant interne à 2iE, le docteur Héla KAROUI, pour son précieux accompagnement, sa disponibilité et ses conseils au cours de l'élaboration de ce mémoire. Ses orientations ont été déterminantes pour mener à bien cette étude. Mes remerciements vont également à Monsieur Fréderic SOME, directeur du département HSE de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) ainsi qu'à toute l'équipe du département de m'avoir accueilli et intégré dans un cadre professionnel stimulant. Cette immersion a été une opportunité d'appliquer mes connaissances théoriques sur des cas concrets, tout en découvrant les réalités du terrain.

Enfin, j'exprime ma reconnaissance à toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à l'élaboration de ce mémoire et qui m'ont soutenu dans cette aventure académique et professionnelle.

Merci à tous.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1:Comparaison selon le mode de fonctionnement (Baron G.V.,Willaert R.G. et al., 1996)..... 25
Tableau 2:Classification des procédés selon le design (source :Singh, J., Kaushik, N., & Biswas, S. (2014). Bioreactors – Technology & Design Analysis. The Scitech Journal, 1(6), 28-36. . 26
Tableau 3:Matériel d'échantillonnage et de sécurité 34
Tableau 4: Méthodes d'analyses des réactifs du photomètre multiparamètre 35
Tableau 5:Méthodes d'analyses du laboratoire SGS Mali..... 36
Tableau 6:Caractéristiques brutes des effluents de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION 50
Tableau 7: Calculs statistiques des efluents de HGO..... **Erreur ! Signet non défini.**
Tableau 8:Contraintes pour le traitement issues de la caractérisation des effluents miniers de HGO 53
Tableau 9:Faisabilité des principales technologies pour HGO 55
Tableau 10:Calcul des concentrations de dimensionnement par méthode de Hazen adaptée . 60
Tableau 11:Comparaison avec les statistiques descriptives..... 61
Tableau 12:Caractéristiques des bassins de rétention des sites KARI et HOUNDE 63
Tableau 13:Caractéristiques du BT des sites HOUNDE et KARI..... 64
Tableau 14:Les Paramètres d'entrées pour le dimensionnement du dégrilleur..... 65
Tableau 15:Caracteristiques du dégrilleur pour les sites de HOUNDE et KARI 66
Tableau 16:Caractéristiques du dessableur à écoulement horizontal..... 68
Tableau 17:Caractéristiques du décanteur primaire circulaire..... 69
Tableau 18:Paramètres de dimensionnement du bioréacteur..... 76
Tableau 19: Caractéristiques des bioréacteurs pour les sites HOUNDE et KARI..... 77

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Localisation de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) 2
Figure 2 :Plan des installations de surface de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (Source : Endeavour Mining, 2022) 4
Figure 3 :Cycle de l'azote 9
Figure 4:Schéma de principe d'Azurion (source : TSM) sur une eau de surface 20
Figure 5: Schéma du procédé d'osmose inverse (source : Ratel) Illustration de procédé membranaire (Conseil Général de Seine-et-Marne, 2011) 21
Figure 6:évolution temporelle des concentrations en nitrates des différentes fosses des sites HOUNDE et KARI ..... **Erreur ! Signet non défini.**
Figure 7:Localisation des sites HOUNDE et KARI 57
Figure 8:ouvrages de régulation 75
Figure 9 : ouvrages de régulation 75
Figure 10: Schéma global du système de traitement biologique proposée , source (wondershare edrawmax) 78

LISTE DES ABRÉVIATIONS

- **2iE** : Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement
- **ANFO** : Ammonium Nitrate Fuel Oïl
- **EIES** : Étude d'Impact Environnemental et Social
- **HGO** : HOUNDE GOLD OPERATION
- **HSE** : Hygiène, Sécurité et Environnement
- **RSE** : Responsabilité Sociétale des Entreprises
- **IARC** : Centre International de Recherche sur le Cancer
- **PGES** : Plan de Gestion Environnementale et Sociale
- **MES** : Matières En Suspension
- **N-NH3** : Azote ammoniacal
- **NH_4^+** : Ion ammonium
- **NO_2^-** : Ion nitrite
- **NO_3^-** : Ion nitrate
- **SO_4^{2-}** : Ion sulfate
- **P90** : Percentile 90
- **BRD** : Bassin de Rétention et de Décantation
- **BTI** : Bassin Tampon Intelligent
- **CAPEX** : dépenses d'investissement
- **OPEX** : Dépenses d'exploitation

TABLES DES MATIERES

RÉSUMÉ i
ABSTRACT iii
Dédicaces iv
REMERCIEMENTS v
LISTE DES TABLEAUX vi
LISTE DES FIGURES vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS viii
TABLES DES MATIERES ix
INTRODUCTION 1
CHAPITRE 1 : CONTEXTE GÉNÉRAL ET ÉTAT DE L'ART SUR LES NITRATES EN MILIEU MINIER 2
1. Présentation de la zone d'étude : HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) 2
1.2. Cadre organisationnel et département HSE 3
1.3. Organisations des infrastructures minières 4
1.4. Méthodes d'exploitation 5
2. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE 8
2.1. Le Cycle Biogéochimique de l'Azote 8
2.2. Origines des Nitrates et Nitrites 11
2.3. Impacts environnementaux et sanitaires des nitrates 12
2.4. Méthodes de détermination de la pollution azotée 16
2.5. La nécessité impérative du traitement 17
3. Procédés d'éliminations des nitrates 18
3.1. Les procédés physico-chimiques 18
3.2. Procédés biologiques 22
4. Cadre réglementaire et normatif au Burkina Faso 28
CHAPITRE 2 : MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ÉTUDE ET CARACT ÉRISATION DE L'EFFLUENT MINIER 33
1. Approche générale et diagnostic préliminaire 33
2. Caractérisation des effluents : Campagnes d'échantillonnages et analyses 33
2.1. Sélection des points de prélèvement 33
2.2. Matériel et équipements utilisés 33
2.3. Procédures de prélèvement standardisées 34
2.4. Analyses au laboratoire HSE 35

2.5. Analyses externes de confirmation 35
2.6. Traitement et interprétation des données 36
3. Sélection et dimensionnement du système de traitement 37
3.1. Principes de sélection technologique 37
3.2. Méthodologie de détermination des débits de conception 38
3.3. Méthodologie de la détermination des charges polluantes 40
Détermination des données d'entrée pour le dimensionnement des systèmes 40
3.4. Dimensionnement du système de traitement dénitrifiant pour le site de HOUNDÉ GOLD OPERATION 43
CHAPITRE 3 : RÉSULTATS DU DIAGNOSTIQUE ET DISCUSSIONS 49
1. Caractérisation des effluents brutes de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION 49
1.1. Résultats analytiques ponctuels 49
1.2. Analyse statistique descriptive 51
2. Comparaison aux normes et niveau de conformité 51
3. Analyse spatiale des concentrations et identification des zones critiques 52
4. Résultats de l'analyse de corrélation entre nitrates et sulfates 52
5. Synthèse des contraintes identifiées pour le choix technologique 53
5.1. Évaluation des technologies disponibles face aux contraintes HGO 53
6. Conception et dimensionnement du système de traitement 55
6.1. Principes directeurs du dimensionnement 55
6.2. Dimensionnement des systèmes de traitement pour la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) 58
6.3. Contexte de sortie du bioréacteur 79
7. Etude des couts d'investissement 80
8. Notice d'impact environnemental et social 83
9. Limites et incertitudes de l'étude 83
10. Perspectives et recommandations 84
CONCLUSION GÉNÉRALE 85
BIBLIOGRAPHIE 86
WEBOGRAPHIE 89
ANNEXES 91

INTRODUCTION

L'exploitation minière, pilier économique du Burkina Faso, génère d'importants impacts environnementaux, notamment sur la qualité des ressources en eau. La mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO), site aurifère majeur des Hauts-Bassins, est confrontée à une problématique spécifique de pollution azotée. Les effluents miniers, issus principalement des résidus d'explosifs à base de nitrate d'ammonium (**ANFO**), présentent des concentrations en nitrates ($\boldsymbol{NO_3^-}$) préoccupantes. Cette teneur azotée pourrait être source d'un double risque : sanitaire, avec le danger de méthémoglobinémie infantile, et écologique, par eutrophisation et toxicité pour les écosystèmes aquatiques.

Sur le plan réglementaire, le code de l'environnement burkinabè et les standards internationaux imposent le traitement de ces effluents. **HGO**, dans le cadre de sa politique de Responsabilité, Sociétale des Entreprises (**RSE**), s'est engagée dans une démarche proactive de mise en conformité. La gestion des nitrates miniers a fait l'objet de diverses approches technologiques. Les méthodes physico-chimiques (échange d'ions, osmose inverse) sont documentées pour leur efficacité mais présentent des coûts opérationnels élevés et génèrent des déchets secondaires (Jermakka et al., 2015). Les traitements biologiques, notamment les bioréacteurs dénitrifiants utilisant des substrats carbonés ligneux, ont démontré leur potentiel en zones tempérées (Christiansen et al., 2021 ; Robertson & Merkley, 2009). Cependant, leur adaptation aux conditions tropicales ouest-africaines et à un contexte minier industriel reste peu documentée.

La présente étude vise à combler cette lacune en proposant une solution contextualisée pour HGO. L'objectif principal est de concevoir et dimensionner un système de traitement biologique durable et économiquement viable pour les effluents nitratés de la mine. Cette approche s'appuie sur l'analyse critique des technologies existantes et l'innovation par l'intégration de biomatériaux locaux, notamment les coques de karité, sous-produit agricole abondant dans la région (Bazongo et al., 2024).

Pour atteindre cet objectif, quatre objectifs spécifiques structurent la démarche :

- Établir un diagnostic précis de la pollution par l'analyse statistique des données historiques de HGO
- Sélectionner la technologie optimale via une revue critique comparative des procédés.
- Caractériser l'effluent pour déterminer les paramètres de dimensionnement.
- Dimensionner l'ensemble de la filière de traitement, du prétraitement au bioréacteur.

CHAPITRE 1 : CONTEXTE GÉNÉRAL ET ÉTAT DE L'ART SUR LES NITRATES EN MILIEU MINIER

1. Présentation de la zone d'étude : HOUNDE GOLD OPERATION (HGO)

HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) est une mine aurifère industrielle à ciel ouvert située dans la commune de HOUNDE, au sein de la région des Hauts-Bassins au Burkina Faso.

La société (HGO) est détenue à (90 %) par ENDEAVOUR MINING, un producteur aurifère intermédiaire de droit canadien, et à (10%) par l'État burkinabè, conformément aux dispositions du code minier national.

Exploité depuis 2017, HOUNDE GOLD OPERATION représente un actif économique stratégique pour le Burkina Faso, comme en témoigne l'augmentation de **37,5 %** des contributions fiscales passées de **24** milliards de FCFA en 2024 à **33** milliards. (**Mines Actu Burkina, 2025**)



Figure 1: Localisation de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO)

Le climat de la zone d'étude est de type nord-soudanien, caractérisé par une forte saisonnalité : une saison sèche prolongée d'environ huit mois (d'octobre à mai) et une saison pluvieuse intense mais courte de quatre mois (juin à septembre), avec des précipitations annuelles comprises entre 750 et 1000 millimètres en millimètres (Endeavour mining, 2013).

Les sols qui en dérivent sont majoritairement des sols ferrugineux tropicaux lessivés, avec des sols hydromorphes localisés dans les dépressions. Comme dans la plupart des zones minières, l'orpaillage et l'agriculture sont les activités de subsistance pour les résidents de la localité.

1.2. Cadre organisationnel et département HSE

1.2.1. Structure organisationnelle

Comme illustré par l'organigramme présenté en ANNEXE 1, HGO adopte une structure fonctionnelle classique dans l'industrie minière, articulée autour des directions opérationnelles (Exploitation, Maintenance, Usine) et des départements supports.

1.2.2. Le département HSE : missions et enjeux

Notre stage s'est déroulé au sein du département Hygiène Santé, Sécurité et Environnement (HSE), une entité transversale et stratégique. Son rôle central découle de la volonté de concilier performance industrielle et développement durable. Ses missions principales sont :

- **Conformité et gestion des risques** : Assurer le respect strict de la réglementation nationale burkinabè et des standards internationaux du groupe en matière d'hygiène, de sécurité et d'environnement.
- **Protection de l'environnement** : Surveiller, prévenir et atténuer les impacts environnementaux des activités minières. C'est dans ce cadre que s'inscrit la problématique de gestion des effluents nitratés, sujet central de ce mémoire.
- **Culture de la sécurité** : Promouvoir en permanence une culture de sécurité proactive pour réduire les accidents et les maladies professionnelles
- **Audit et amélioration continue** : Réaliser des inspections et audits internes pour vérifier l'application des procédures et identifier les axes de progrès.

1.3.Organisations des infrastructures minières

Les infrastructures de HOUNDE GOLD OPERATION sont réparties de manière stratégique sur le site principal du permis afin d'optimiser les flux de production. L'agencement général, illustré par le plan de masse dans la Figure 2 , met en évidence une organisation centrée sur l'efficacité opérationnelle et la gestion des flux de matériaux.

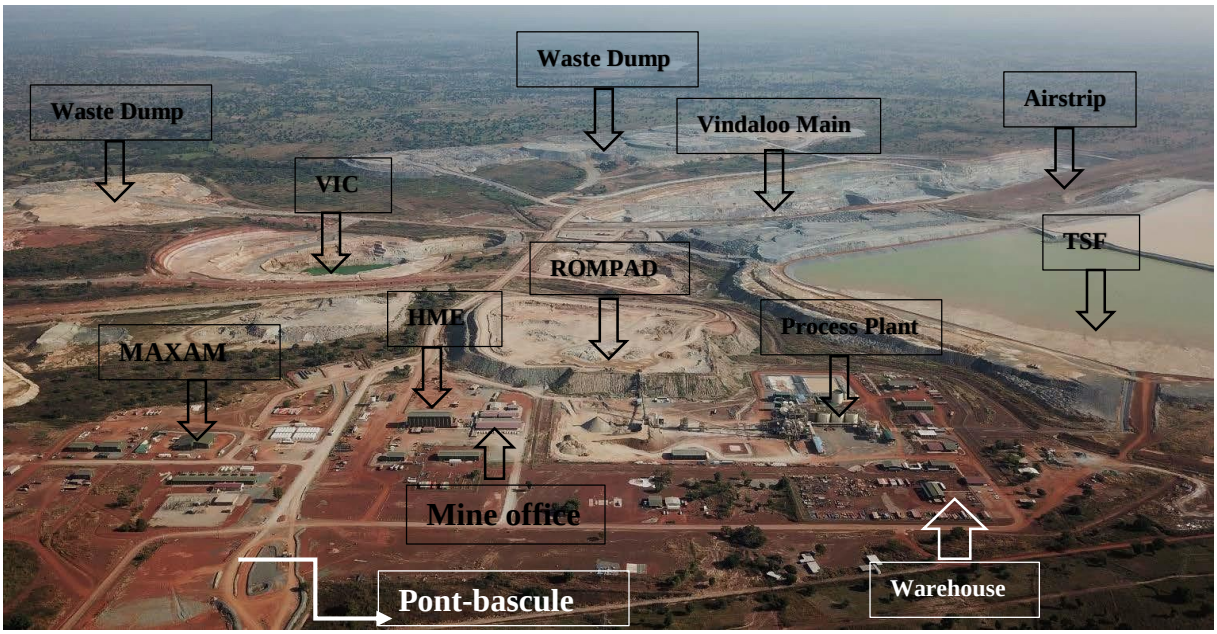


Figure 2 :Plan des installations de surface de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (Source : ENDEAVOUR MINING, 2022)

1.3.1. Le noyau industriel (Site de HOUNDE)

Le cœur opérationnel de la mine se concentre autour du gisement de **Vindaloo Main**, qui regroupe actuellement les fosses actives **VIM 1, VIM 2 et VIM 3**. Sa configuration spatiale permet de minimiser les distances de transport vers les infrastructures critiques implantées à proximité immédiate :

- **L'usine de traitement (*Process Plant*) :** Unité centrale où s'effectue la récupération de l'or.
- **Les structures de soutien :** comprenant les bureaux administratifs de la mine et les ateliers de maintenance **HME (***Heavy Mining Equipment*).

- **Les infrastructures énergétiques et logistiques :** Le site dispose d'une autonomie complète grâce à sa centrale électrique (***Powerhouse***), une piste d'atterrissage (***Airstrip***) et une unité de fabrication d'explosifs (**MAXAM**, anciennement AEL Plant).

Outre les zones en exploitation, le site de HOUNDE intègre plusieurs **fosses inactives** telles que **VIC**, **Vindaloo Nord 1, 2 et 3**. Bien que l'extraction y soit achevée, ces fosses jouent un rôle crucial dans la gestion hydrique du site. En effet, Les eaux qui stagnent dans ses fosses sont réutilisées pour les besoins de la mine, dans l'arrosage des routes de production, ou les besoins de fonctionnement de l'usine.

1.3.2. Le site d'extraction de KARI

Le site de **KARI**, bien que décentralisé par rapport aux installations centrales, est pleinement intégré au cycle de production de HGO. Il est actuellement constitué de deux fosses majeures en activité : **KARI Pump** et **KARI West**. L'extraction du minerai y est réalisée intensément, puis acheminée par la flotte de transport vers le noyau industriel. Avant d'intégrer le circuit de traitement, chaque chargement est impérativement contrôlé au niveau du **pont-bascule (*Weighbridge*)**, garantissant ainsi un suivi précis des tonnages extraits avant leur déchargement sur l'aire de stockage (***ROM Pad***) de l'usine.

1.3.3. Gestion des rejets et stockage

La sécurité environnementale et la gestion des déchets miniers sont assurées par des infrastructures dédiées :

- **Le parc à résidus (TSF *: Tailings Storage Facility*) :** Destiné au stockage des rejets fins de l'usine.
- **Les haldes à stériles (*Waste Dumps*) :** Réceptacles finaux des roches dynamitées, les haldes (Waste Dump 1, 2, 3 à HOUNDE et Waste Dump Kari à KARI).

1.4. Méthodes d'exploitation

1.4.1. Flotte et Équipements Miniers

Pour assurer la continuité de sa production et atteindre ses objectifs de performance, la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) a opté pour une gestion de sa flotte en régie propre

(*Owner Mining*). Cette stratégie permet une maîtrise directe de la chaîne de production et une grande flexibilité opérationnelle. Le parc d'équipements est dimensionné pour une capacité de déplacement de matériaux (minerai et stériles) dépassant **52 millions de tonnes par an**. Cette puissance de feu repose sur une flotte robuste et diversifiée, articulée autour de quatre fonctions principales :

- **Chargement et Excavation :** Le cœur de la production est assuré par un ensemble de six pelles hydrauliques de grande capacité (modèles Komatsu PC1250, PC2000 et PC3000), complété par sept chargeuses sur pneus pour les reprises et le chargement.
- **Transport :** L'acheminement des matériaux vers l'usine ou les haldes à stériles est assuré par une flotte homogène de **35 camions rigides Komatsu HD785-7**, capables de transporter chacun une charge utile de **100 tonnes**.
- **Services et Infrastructures :** Le maintien des pistes et la gestion des stocks sont garantis par une unité de service comprenant neuf bulldozers sur chenilles, quatre niveleuses et deux compacteurs.

De plus, un ensemble d'équipements légers et de véhicules auxiliaires vient en appui pour les opérations de maintenance, de topographie et de sécurité sur le site.

1.4.2. Opérations de minage et de production

L'extraction du minerai sur le site de HGO suit un modèle d'exploitation mixte. La phase critique du forage et du sautage, externalisée auprès de partenaires spécialisés, utilise des explosifs à base d'ANFO (Ammonium Nitrate Fuel Oïl) qui est un mélange de mazout et de nitrate d'ammonium ($\boldsymbol{NH_4NO_3}$) .Ces explosifs constituent la source initiale potentielle des nitrates étudiée dans ce mémoire. En effet, dans les conditions idéales, la détonation de l'ANFO ne générerait que du dioxyde de carbone ($\boldsymbol{CO_2}$) , du diazote ($\boldsymbol{N_2}$) et de l'eau ($\boldsymbol{H_2O}$) (Jermakka et al. 2014). Mais dans les conditions réelles du chantier, des résidus comme le dihydrogène ($\boldsymbol{H_2}$), le dioxygène ($\boldsymbol{O_2}$) ,le monoxyde de carbone ($\boldsymbol{CO}$) , le méthane ($\boldsymbol{CH_4}$) , les nitrites ($\boldsymbol{NO_2^-}$) , les nitrates ($\boldsymbol{NO_3^-}$) et l'ammonium ($\boldsymbol{NH_4^+}$) se forment en raison de la complexité cinétique du dynamitage (**Brochu, 2010**).

Par conséquent, dans la suite de l'étude, l'objectif sera d'évaluer sur le terrain dans quelle mesure, ce phénomène peut être à l'origine des concentrations en nitrates observées sur le site

de HGO et d'en caractériser l'étendue et l'impact. Cette investigation permettra de valider le lien de causalité entre la méthode d'exploitation et la contamination azotée, au-delà des constats théoriques établis dans la littérature.

1.4.3. Sécurité et surveillance géotechnique

La sécurité dans les fosses à ciel ouvert est renforcée par l'utilisation de technologies de surveillance de pointe. La mine utilise des **radars GroundProbe** pour le suivi géotechnique en temps réel. Ce système permet de détecter les moindres mouvements de terrain, prévenant ainsi les risques d'éboulement et permettant une planification minière plus sûre et plus précise.

1.4.4. Maintenance et optimisation des coûts

HGO se distingue par une stratégie de maintenance internalisée permettant des économies d'échelle majeures :

- **Ateliers de reconstruction :** Le site dispose d'unités de reconstruction pour les composants majeurs des engins miniers. Cette approche permet de réduire les coûts de **30 à 40 %** par rapport à l'achat de composants neufs, tout en augmentant la disponibilité des machines.
- **Gestion des pneumatiques :** Un centre spécialisé dans la réparation des pneus géants a été mis en place. Cette initiative permet d'économiser environ **4,2 millions USD par an**, soulignant l'engagement de la mine vers une gestion plus durable et circulaire de ses consommables.

1.4.5. Usine de traitement et procédés de traitement

Le traitement du minerai à HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) repose sur une usine de type **Carbon-In-Leach (CIL)**, un procédé reconnu pour son efficacité dans l'extraction de l'or par lixiviation au cyanure et adsorption sur charbon actif. Le processus se décompose en six étapes majeures :

- **Concassage primaire :** Le minerai brut provenant des fosses est d'abord réduit par un concasseur à mâchoires haute performance. Cette étape permet de calibrer la roche à une taille inférieure à **200 mm**, facilitant ainsi son transport vers l'unité de broyage.
- **Broyage et fragmentation :** Le minerai concassé entre dans un circuit combinant un broyeur semi-autogène (SAG) et un broyeur à boulets (Ball Mill), assistés par un

concasseur à cailloux (Pebble Crusher). L'objectif est d'obtenir une granulométrie extrêmement fine, où **80 % du produit passe sous le seuil de 90 microns**, libérant ainsi les particules d'or emprisonnées dans la roche.

- **Concentration gravimétrique :** Avant la lixiviation chimique, le circuit intègre une étape de séparation gravimétrique. Elle permet de récupérer immédiatement l'or libre "grossier" par différence de densité, optimisant ainsi l'efficacité globale du système.
- **Lixiviation et adsorption (CIL) :** Le cœur du processus réside dans les six cuves d'agitation du circuit **Carbon-In-Leach (CIL)**. Dans ces réservoirs, l'or est dissous par une solution de cyanure (lixiviation) et simultanément fixé sur des grains de charbon actif (adsorption).
- **Élution et électroextraction :** Une fois le charbon chargé en or, il subit un lavage acide suivi d'une élution pour détacher le métal précieux. La solution enrichie passe ensuite par l'électroextraction, où l'or est déposé sur des cathodes.
- **Fonderie :** La dernière étape consiste à fondre les concentrés d'or pour produire des lingots de type "Doré", marquant l'aboutissement du cycle de production.

2. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

La gestion environnementale d'un site minier comme HGO nécessite de maîtriser l'ensemble des impacts de ses activités. Parmi ceux-ci, la pollution azotée, spécifiquement sous forme de nitrates et nitrites, constitue un enjeu majeur dont il convient de comprendre les origines, les mécanismes de dispersion et les conséquences pour justifier une gestion proactive.

2.1. Le Cycle Biogéochimique de l'Azote

L'azote ($\boldsymbol{N}$) est l'élément chimique le plus abondant de l'atmosphère terrestre (près de 78 % sous forme de diazote $\boldsymbol{N_2}$) et un composant essentiel de biomolécules fondamentales telles que les acides aminés, les protéines et les acides nucléiques (Campbell, 1990). Toutefois, sa forme moléculaire ($\boldsymbol{N_2}$) est inerte et inassimilable par la majorité des êtres vivants. Son intégration dans la biosphère dépend donc de processus biologiques et chimiques complexes, collectivement désignés sous le terme de cycle biogéochimique de l'azote. Ce cycle régit les transferts et les transformations de l'azote entre ses principaux réservoirs à savoir : l'atmosphère, la lithosphère (sols) et l'hydrosphère (eaux). Il fonctionne selon un équilibre dynamique reposant sur cinq processus microbiologiques majeurs. La compréhension de ce

cycle est indispensable pour appréhender l'origine et surtout, les déséquilibres de ses formes azotées réactive, notamment des nitrates, dans les ressources en eau.

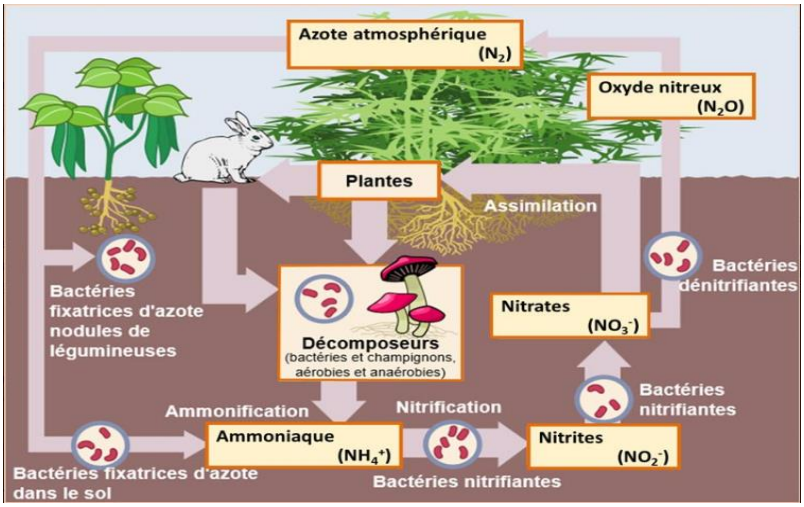


Figure 3 :Cycle de l'azote

Les principales étapes du cycle de l'azote sont :

2.1.1. La fixation de l'azote

Ce processus primordial convertit le diazote atmosphérique ($\boldsymbol{N_2}$) en ammoniac ($\boldsymbol{NH_3}$), une forme d'azote « fixée » et biologiquement disponible. En milieu aqueux comme dans le sol, l'ammoniac (se protone immédiatement pour former de l'ammonium ($\boldsymbol{NH_4}$+), qui devient la forme majoritairement disponible pour les processus ultérieurs du cycle, notamment la nitrification. La fixation est principalement assurée par :

- La fixation biologique naturelle, réalisée par certains procaryotes. On distingue les bactéries libres (comme certaines cyanobactéries) des bactéries symbiotiques, notamment du genre Rhizobium, associées aux nodosités des légumineuses.
- La fixation atmosphérique (par la foudre).
- A l'ère industrielle, le procédé chimique Haber-Bosch de synthèse d'ammoniac à partir de ($\boldsymbol{N_2}$) et de ($\boldsymbol{H_2}$) est devenu une source anthropique massive, à l'origine de la production des engrais azotés minéraux.

2.1.2. La nitrification

Il s'agit de l'oxydation biologique en deux étapes de l'ammonium (NH_4^+) en nitrate (NO_3^-), la forme la plus mobile et soluble dans l'eau :

- **Nitritation** $(NH_4^+) + \frac{3}{2}\,\boldsymbol{O_2} \rightarrow (NO_3^-)\ \boldsymbol{H_2O} + 2\boldsymbol{H^+}$, catalysée par des bactéries chimioautotrophes aérobies, principalement du genre Nitrosomonas.
- **Nitratation** : $(NO_2^-) + \frac{1}{2}\,\boldsymbol{O_2} \rightarrow (NO_3^-)$, assurée par des bactéries comme Nitrobacter (Sharma et Ahlert, 1977 ; Wetzel, 2001). Ce processus peut se poursuivre même à de faibles concentrations en oxygène dissous (environ 1,0 mg O_2/L) (Stumm et Morgan, 1996).

2.1.3. L'assimilation par les producteurs primaires et le transfert trophique

Les nitrates (NO_3^-), et, dans une moindre mesure, l'ammonium (NH_4^+), constituent les sources principales d'azote pour les producteurs primaires. Les végétaux (macrophytes), les algues et certaines bactéries les assimilent pour synthétiser des biomolécules organiques (Howarth, 1988 ; Wetzel, 2001). L'azote entre ainsi dans la chaîne alimentaire : il est transféré aux herbivores puis aux carnivores via la consommation de biomasse.

2.1.4. L'ammonification (ou minéralisation)

À la mort des organismes ou par l'excrétion (urine, fèces), l'azote organique est restitué à l'environnement. Des micro-organismes hétérotrophes (bactéries, champignons) dégradent cette matière organique et la retransforment en ammonium (NH_4^+), par un processus de minéralisation. Cet ammonium redevient ainsi disponible pour la nitrification ou l'assimilation.

2.1.5. La dénitrification

En condition anaérobie (sédiments anoxiques, eaux pauvres en oxygène), des bactéries anaérobies facultatives (par exemple des genres Pseudomonas, Bacillus, Achromobacter) utilisent les nitrates (NO_3^-), puis les nitrites (NO_2^-), comme accepteurs terminaux d'électrons pour leur respiration. Ce processus de réduction aboutit finalement à la production d'oxygène nitreux ($\boldsymbol{N_2O}$) et de diazote gazeux ($\boldsymbol{N_2}$), permettant ainsi le retour de l'azote réactif vers le réservoir atmosphérique inerte et bouclant le cycle (Austin, 1988 ; Stumm et Morgan, 1996).

2.2.Origines des Nitrates et Nitrites

Le nitrate (($N0_3^-$),) est la forme oxydée stable de l'azote, produit final de la nitrification de l'ammonium. Historiquement, son cycle était régulé par un équilibre naturel. Cependant, ce cycle est aujourd'hui saturé par des apports massifs d'origine anthropique, conduisant à l'accumulation préoccupante de nitrates, et dans une moindre mesure de nitrites ($N0_2^-$), dans les hydrosystèmes (eaux de surface et souterraines) (Vitousek et al., 1997 ; Galloway et Cowling, 2002). Les sources de ces composés sont classiquement scindées entre des origines naturelles (géogéniques), et des origines anthropiques préoccupantes. (Tredoux (2004))

2.2.1. Sources Naturelles (Géogéniques)

Ces contributions, bien que mineures dans la majorité des cas de contamination, constituent le bruit de fond géochimique. Ce sont :

- **Altération géologique :** L'érosion ou l'évolution des sols libèrent progressivement de petites quantités d'azote, qui s'oxydent en nitrate sur de longues périodes.
- **Roches spécifiques :** Certaines roches métasédimentaires et métavolcaniques (schistes, roches vertes) contiennent naturellement des teneurs élevées en azote élémentaire, qui peuvent être mobilisé et convertis en nitrate.
- **Fixation biologique naturelle** : L'azote fixé par les légumineuses et les cyanobactéries en milieu naturel contribue au pool d'azote réactif.

2.2.2. Sources Anthropiques et Perturbation du Cycle

Les activités humaines peuvent altérer l'équilibre naturel de l’azote. Les sources de contamination se classent en trois grandes catégories.

- **Rejets Organiques :** Le dépôt direct de **déchets et d'excréments humains ou animaux** dans les ressources en eau (Tredoux, 2004) ou les rejets de l’industrie agroalimentaire, et plus particulièrement des abattoirs et des laiteries-fromageries, de l’industrie chimique et para chimique, et de l’industrie papetière.
- **Activité Agricole :** La **surutilisation d'engrais** à base de nitrate (ex. : KAN, LAN) ou la concentration à grande échelle de bétail (Gormly et Spalding, 1979).

- **Perturbation du substrat rocheux :** Les activités qui mobilisent l'azote élémentaire (N) présent dans le substrat rocheux, telles que l'**exploitation minière**, l'excavation, le labour ou la construction (Holloway et Dahlgren, 1999 ; Kreitler et Jones, 1975 ; Haschemeyer et Williard, 2008).

  A l'exception du labour, tous ces facteurs de perturbation du substrat rocheux identifiés par la littérature sont simultanément présents sur le site de HOUNDE GOLD OPERATION à travers l'excavation et le dynamitage des fosses pour l'exploitation du minerai ainsi que les travaux de construction et de réaménagement permanent des infrastructures pour répondre aux besoins d'exploitation. Par conséquent, il est attendu que le site présente des teneurs en azote significativement élevées, une hypothèse que la campagne de caractérisation visera à vérifier.

2.3.Impacts environnementaux et sanitaires des nitrates

La présence de nitrates et nitrites dans les effluents représente une menace concrète. L'évaluation de leurs impacts sur les écosystèmes et la santé publique est essentielle pour comprendre l'ampleur du risque justifiant la nécessité d'un traitement performant.

2.3.1. Impacts sur les écosystèmes aquatiques

Les effluents nitratés constituent une menace directe pour l'intégrité des écosystèmes aquatiques récepteurs. Leurs impacts s'exercent à travers trois mécanismes principaux et interdépendants : la toxicité directe pour la faune, l'eutrophisation (enrichissement excessif en nutriments) et l'acidification. La compréhension de ces processus est essentielle pour justifier l'impératif de traitement à la source.

❖ Toxicité directe pour la faune aquatique

Le nitrite ($N0_2^-$), est la forme la plus toxique pour les organismes aquatiques. Chez les poissons d'eau douce, le mécanisme est analogue à celui observé chez l'Homme : les ions NO_2^- pénètrent activement dans le sang via les branchies, où ils oxydent l'hémoglobine en méthémoglobine non fonctionnelle, provoquant une hypoxie interne sévère (Jensen, 2003). Les crustacés, comme les écrevisses, subissent un phénomène similaire avec leur pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine (Tahon et al., 1988).

Cette toxicité est particulièrement préoccupante car elle peut provoquer des mortalités massives dans les communautés piscicoles. Les salmonidés (truites, saumons) figurent parmi les espèces les plus sensibles.

❖ **L'eutrophisation et ses conséquences**

Les nitrates ($N0_3^-$), agissent comme un fertilisant majeur. Leur apport excessif dans un plan d'eau, déclenche une eutrophisation. Ce processus déstabilise l'ensemble de l'écosystème selon une séquence typique :

- **Prolifération algale** : Stimulation massive du phytoplancton et des algues benthiques.
- **Désoxygénation** : À la mort des algues, leur décomposition par les bactéries consomme l'oxygène dissous, créant des zones hypoxiques ou anoxiques (Diaz & Rosenberg, 1995).
- **Effets biologiques** : Ces "zones mortes" provoquent la mort des organismes benthiques (invertébrés, poissons de fond) et favorisent la production de sulfure d'hydrogène (H_2S), toxique.
- **Risque de blooms toxiques** : L'enrichissement peut favoriser des cyanobactéries productrices de toxines (ex : micro-cystines), aggravant les risques pour la faune et la santé humaine (Chorus, 2001).

❖ **L'acidification des eaux douces**

Dans les écosystèmes peu tamponnés (faible alcalinité), la nitrification microbienne des formes ammoniacales libère des ions H^+, contribuant à une baisse du pH. L'acidification mobilise alors des métaux toxiques comme l'aluminium depuis les sédiments, affectant la survie des poissons (notamment au stade œuf et alevin) et des invertébrés sensibles.

2.3.2. Impacts sur les écosystèmes terrestres

Au-delà des milieux aquatiques, les effluents miniers nitratés menacent également les écosystèmes terrestres. L'excès d'azote réactif perturbe les équilibres naturels des sols et des communautés végétales selon deux mécanismes dominants : l'eutrophisation terrestre et l'acidification des sols (Bobbink et al., 2010). Ces phénomènes, bien que moins immédiats que la toxicité aquatique, entraînent des modifications profondes et durables de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes.

❖ **L'eutrophisation terrestre : un déséquilibre compétitif**

Dans les écosystèmes naturellement pauvres en azote, un apport excessif d'azote réactif modifie radicalement la composition des communautés végétales. Il favorise la croissance rapide d'espèces dites nitrophiles, compétitives et à croissance rapide (ex : certaines graminées, espèces rudérales), au détriment d'espèces spécialisées adaptées aux sols oligotrophes (plantes herbacées de petite taille, lichens, mousses) (Suding et al., 2005). Cette simplification de la flore native s'accompagne souvent d'une réduction de la biodiversité et peut faciliter l'installation d'espèces végétales exotiques envahissantes.

❖ **L'acidification des sols : une dégradation chimique et biologique**

Le deuxième mécanisme majeur est l'acidification, qui dépend fortement de la capacité de neutralisation acide (CNA) du sol. La nitrification microbienne des composés ammoniacaux libère des ions H^+. En l'absence de pouvoir tampon suffisant, le pH du sol baisse, ce qui entraîne (Bobbink & Lamers, 2002) :

- Le lessivage des cations basiques nutritifs (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+), appauvrissant la fertilité du sol.
- La mobilisation d'éléments toxiques, notamment l'aluminium (Al^{3+}), qui inhibe la croissance racinaire.
- L'altération des processus microbiens et la perte d'espèces végétales sensibles à l'acidité.

Ces perturbations sur les écosystèmes terrestres entravent la régénération naturelle de la végétation (phyto-stabilisation), processus essentiel à la réhabilitation des sites miniers. La prévention de cette pollution constitue donc un enjeu supplémentaire pour la gestion durable et la restauration écologique des sites miniers.

2.3.3. Impacts sur la santé humaine

L'exposition aux nitrates et aux nitrites présents dans l'eau constitue un enjeu sanitaire majeur pour l'homme. Le risque sanitaire fondamental réside dans la réduction des nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-), forme chimiquement active et toxique. Cette conversion peut survenir dans l'organisme humain ou, de manière préoccupante, directement dans l'eau de consommation lors d'un stockage inadéquat ou d'une défaillance du réseau de distribution.

❖ Le risque aigu avéré : la méthémoglobinémie infantile

La méthémoglobinémie, ou "maladie bleue", est l'effet toxique aigu le mieux caractérisé. Elle résulte de l'oxydation, par les nitrites, du fer de l'hémoglobine (Fe^{2+} en Fe^{3+}), qui forme de la méthémoglobine (MetHb), incapable de transporter l'oxygène. Les nourrissons de moins de six mois (06) sont particulièrement vulnérables en raison d'une activité réduite de l'enzyme réductrice (NADH-cytochrome b5 réductase), d'un pH gastrique plus élevé favorisant la réduction bactérienne des nitrates, et de la présence d'hémoglobine fœtale plus sensible à l'oxydation (Knobeloch et al., 2000 ; Avery, 1999).

Les signes cliniques (cyanose, léthargie) apparaissent lorsque le taux de MetHb dépasse 10%, avec un risque létal au-delà de 45%. Historiquement, plus de 3 000 cas ont été rapportés dans le monde, majoritairement associés à la consommation d'eau de puits privés fortement contaminés (OMS, 1996). Ce scénario est directement transposable à une contamination des ressources en eau par un rejet minier non traité. C'est sur la base de ce risque avéré que l'OMS a établi des valeurs guides strictes de **50 mg/L** pour les nitrates et de **3 mg/L** pour les nitrites dans l'eau de boisson.

❖ Les risques chroniques potentiels : un consensus scientifique nuancé

Au-delà du risque aigu, l'hypothèse de risques à long terme (cancérogène, endocrinien) a fait l'objet de nombreuses recherches. Le consensus actuel, notamment établi par le Centre International de Recherche sur le Cancer (IARC, 2010), permet de les hiérarchiser :

- Risque cancérogène : Le mécanisme théorique est la nitrosation endogène, où les nitrites réagissent dans l'estomac avec des amines pour former des N-nitrosamines, composés cancérigènes puissants. Cependant, les études épidémiologiques n'ont pas établi de lien concluant entre l'exposition aux nitrates/nitrites dans l'eau potable et l'incidence de cancers chez l'homme. L'IARC classe les preuves comme « insuffisantes » pour les nitrates et « limitées » pour les nitrites.
- Effets sur la thyroïde : Les nitrates peuvent entrer en compétition avec l'absorption d'iode par la glande thyroïde. Des effets n'ont été observés de manière consistante qu'à des concentrations très élevées (généralement > 50 mg/L NO_3^-) et dans des populations présentant une carence en iode préexistante (Gatseva & Dimitrov, 1997).

- Effets sur la reproduction : Les données épidémiologiques sont rares, incohérentes et ne permettent pas d'établir de relation de cause à effet (Manassaram et al., 2006).

2.4.Méthodes de détermination de la pollution azotée

Étant donné la multiplicité des sources potentielles, la simple mesure du taux de nitrate est **insuffisante** pour déterminer son origine. On utilise donc les méthodes suivantes :

2.4.1. L'utilisation des traceurs chimiques ou indicateurs de pollution

Des études scientifiques majeures soulignent que l'analyse de **paramètres chimiques et biologiques additionnels** est cruciale pour identifier précisément la source de la pollution Tredoux (2004) et Bros et Loredo (2008)

L'identification de l'origine de la pollution repose sur l'analyse de plusieurs traceurs chimiques et biologiques :

- **Rejets Organiques (Déchets/Excréments) :** Caractérisée par des concentrations élevées de **nitrate** et d'**ammoniac**, couplées à la présence accrue de **contaminants bactériologiques** (notamment les coliformes fécaux et *E. coli*).
- **Utilisation d'Engrais (Agricole) :** Signalée par des niveaux élevés de **nitrate** et/ou d'**ammoniac** en concomitance avec des concentrations accrues de **phosphate** (Scheierling, 2007).
- **Activités Minières :** Signalée par des niveaux élevés de **nitrate** et/ou d'**ammoniac** associés à des concentrations de **sulfate** et de **chlorure** qui excèdent les valeurs de fond. Le sulfate est internationalement reconnu comme un indicateur de la perturbation du substrat rocheux induite par l'exploitation minière (Bros et Loredo, 2008).

Ces signatures chimiques et biologiques permettent de **diagnostiquer la cause spécifique** de la pollution des eaux.

2.4.2. L'utilisation du Double Traçage isotopique

L'analyse conventionnelle des nitrates ne fournit que des données quantitatives (concentration) et s'avère insuffisante pour discriminer les sources (anthropiques des géogéniques). Pour lever les ambiguïtés entre certaines sources (comme l'azote du sol et les engrais synthétiques), l'analyse des isotopes d'oxygène ($\boldsymbol{\delta^{18}O}$) est indispensable. Bien que plus difficiles à déterminer,

les valeurs de ($\boldsymbol{\delta^{18}O}$) permettent de **définir les champs sources de nitrate** sur un diagramme bi-isotopique et d'identifier plus précisément les processus en cours.

L'étude des isotopes stables du nitrate est devenue la méthode de référence. Cette approche permet d'obtenir des empreintes digitales uniques pour chaque source de contamination.

L'identification des sources repose donc sur l'analyse de deux isotopes stables présents dans la molécule de nitrate ($\boldsymbol{NO_3^-}$) :

- L'Azote 15 ($\boldsymbol{\delta^{15}}$ **N**)
- L'Oxygène 18 ($\boldsymbol{\delta^{18}O}$)

Cependant, l'application de cette méthode en milieu minier est complexe en témoigne l'étude de Bosman (2009) sur la mine de Limpopo qui démontrent que les échantillons présentaient des signatures isotopiques hybrides et atypiques Motzer (2006). Cela prouve que même cette méthode sophistiquée nécessite d'être contextualisé par l'ajout de preuves supplémentaires pour être interpréter correctement.

La méthodologie de cette étude reposera donc sur l'utilisation des indicateurs de pollution ou traceurs chimiques pour essayer d'étayer l'hypothèse d'une quelconque pollution azotée due à l'exploitation minière.

2.5.La nécessité impérative du traitement

Face à cette somme de risques, la mise en œuvre d'un traitement efficace des effluents riches en nitrates à la source n'est pas une simple option technique ou réglementaire. Elle constitue une obligation éthique, sanitaire et environnementale. Cette démarche est le seul moyen de :

- Garantir la sécurité sanitaire des populations en aval.
- Préserver l'intégrité écologique des milieux aquatiques et terrestres récepteurs.
- S'inscrire dans le cadre d'une exploitation minière responsable et durable, respectueuse des normes locales et internationales.

Ainsi, la caractérisation, la sélection et le dimensionnement d'un procédé de traitement adapté, qui feront l'objet des chapitres suivants, représentent les étapes opérationnelles indispensables pour transformer cette nécessité en une solution technique concrète et efficace.

3. Procédés d'éliminations des nitrates

Les méthodes de traitement des eaux polluées industrielles ou domestiques sont nombreuses et varient. Elles varient selon la nature, la quantité des polluants et les disponibilités économiques et géographiques pour une mise en place du procédé de traitement. Au cours des dernières décennies, il y a eu un développement important dans les procédés et les techniques d'épuration de l'eau, réduisant ainsi la pollution dans des limites acceptables, respectant les exigences biologiques du règne animal, du règne végétal et par-dessus tout du genre humain. (Cheremisinoff, 1996).

Pour limiter les apports des nitrates dans les eaux, il paraît intéressant de faire une rapide synthèse des connaissances actuelles en ce qui concerne les principaux procédés d'élimination des nitrates dans les eaux, en détaillant plus particulièrement les procédés de type biologique. (Bougherara, 2006).

3.1. Les procédés physico-chimiques

3.1.1. Échanges d'ions (dénitratation)

Il s'agit d'un procédé physico-chimique où l'on utilise des résines échangeuses d'ions. Ces résines sont des produits synthétiques possédant des fonctions chimiques actives capables, sous certaines conditions, d'échanger certains ions contre d'autres. La présence de ces chlorures n'est pas gênante tant que la concentration limite réglementaire (200 mg/L) n'est pas dépassée (Larpet & Chapiat, 1988). On distingue les résines cationiques échangeurs d'ions électropositifs (cations), les résines anioniques échangeurs d'ions électronégatifs (anions). Dans le cas de l'élimination des nitrates, on utilise des résines de type anionique (échangeuses d'anions). Comme la plupart des échangeurs, ces résines se présentent sous forme de billes de diamètre compris entre 0,4 et 0,8 mm, ce sont des polymères de composés aromatiques comprenant des groupes ionisés de type basiques. (Larpet & Chapiat, 1988). Les résines captent les nitrates et libèrent en contrepartie une quantité équivalente d'ions, généralement des **ions chlorures** ($\boldsymbol{Cl^-}$). Ce mécanisme de déplacement permet de maintenir l'électro-neutralité de l'eau. La présence des chlorures ainsi libérés n'est pas gênante tant que la concentration limite réglementaire de **200 mg/L** n'est pas atteinte (Larpet & Chapiat, 1988). L'efficacité du procédé dépend fortement de la qualité de l'eau brute et de la nature de la ressource :

- **Eaux de nappes :** Généralement claires, elles ne nécessitent souvent aucun prétraitement avant le passage sur résine, hormis une désinfection finale.
- **Eaux de surface :** Pour protéger les résines contre le colmatage et l'empoisonnement, la filière optimale préconise un passage en **décanteur**, puis sur **filtre à charbon actif**.

L'eau brute doit contenir peu de **sulfates** (SO_4^{2-}), car la résine les fixe préférentiellement aux nitrates, et peu de matières organiques. Un filtre bicouche (sable/charbon) est parfois installé en amont pour optimiser le fonctionnement.

Une unité d'échange d'ions nécessite une maintenance rigoureuse :

- **Lavage et un détassage périodique :** Effectués tous les 3 à 4 jours.
- **Régénération :** Une fois saturée, la résine est régénérée par le passage d'une saumure (**Chlorure de Sodium NaCl**), généralement à contre-courant

Les nitrates déplacés se retrouvent concentrés dans les **éluâts** (mélange de saumure résiduelle et d'eaux de lavage). Ces rejets, riches en nitrates et sulfates, sont difficiles à dégrader biologiquement et leur évacuation pose problème. Ils sont soit rejetés vers une station d'épuration, soit livrés à des industries d'engrais (Mammeri, 2007). Ce procédé reste globalement **très coûteux** en exploitation.

À titre d’exemple, on peut citer le procédé Azurion qui es une technique industrielle de dénitratation par échange d'ions qui utilise des résines anioniques à régénération optimisée. Sa particularité repose sur un système de régénération à contre-courant en « lit bloqué », permettant de maximiser l'efficacité du traitement tout en réduisant la consommation de sel et le volume des éluâts rejetés.

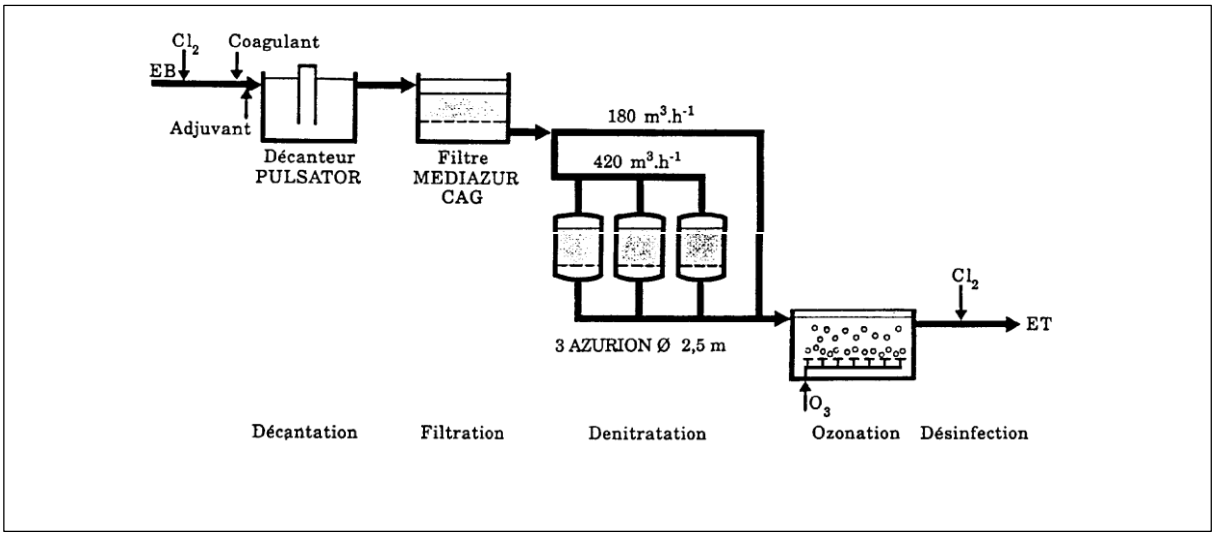


Figure 4:Schéma de principe d'Azurion (source : TSM) sur une eau de surface

3.1.2. Procédés membranaires de dénitratation

Les procédés membranaires sont des procédés physiques de traitement par le fait que l'on fait passer l'eau à traiter au travers d'une membrane poreuse qui arrête le passage de toute molécule dont la taille est supérieure à la taille de ces pores. Lorsque l'on souhaite éliminer (donc arrêter) les nitrates, la membrane utilisée doit avoir des pores suffisamment petits, ce qu'on appelle nano-filtration.

❖ **Osmose inverse**

L'osmose inverse est une des nombreuses techniques dites membranaires, c'est-à-dire utilisant un film semi-perméable de faible épaisseur (<0,001 Selon le Conseil général de Seine-et-Marne). Le principe de cette technique consiste à appliquer une pression supérieure à la pression osmotique de l'eau à traiter riche en nitrates qui permet d'obtenir une eau déminéralisée après avoir traversée cette membrane (Maurel, 2009) et Selon le Conseil général de Seine-et-Marne (2011), cette La pression est comprise entre (30 à 60 bars). Les limites d'utilisation de ce procédé sont les suivantes :

- Le traitement n'est pas spécifique, il modifie la qualité initiale de l'eau
- Un prétraitement est nécessaire, afin d'éviter le colmatage des modules et la précipitation des espèces dissoutes sur les membranes.
- Il y a présence de rejets concentrés.

Les avantages du procédé sont liés à l'absence de régénération. Par ailleurs, ce procédé pourra peut-être se développer avec l'introduction de nouvelles membranes plus spécifiques. Cette technique, bien développée pour le dessalement des eaux de mer ou saumâtre, reste limitée pour la dénitratation. (Bougherara, 2006).

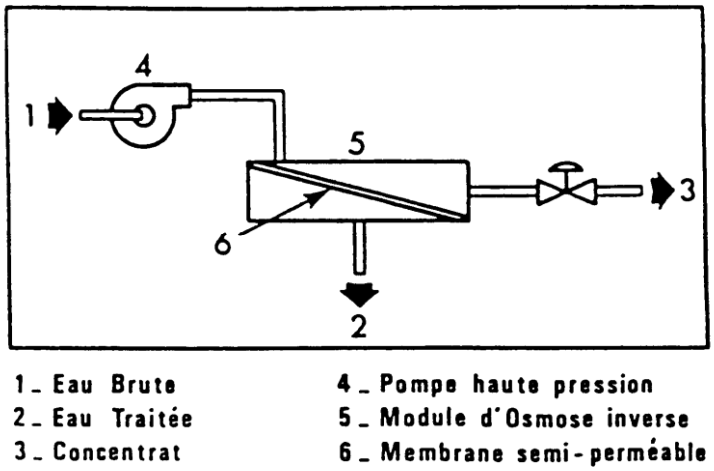




Figure 5: Schéma du procédé d'osmose inverse (source : Ratel) Illustration de procédé membranaire (Conseil Général de Seine-et-Marne, 2011)

- **L'électrodialyse**

L'électrodialyse est une technique électro-membranaire qui désigne le transfert d'ions à travers une membrane qui leur est perméable, sous l'effet d'un champ électrique. (Najah Wehbe, 2009). La mise en œuvre nécessite l'utilisation de membranes sélectives (à base de benzyl-4-pyridinium) qui permettent de retenir les nitrates. Les rendements obtenus pour l'élimination des nitrates peuvent atteindre 40 à 60 %. (Ratel, 2002). La principale application de l'électrodialyse est le dessalement des eaux saumâtres (taux de salinité aux environs de 5000 ppm). Au-dessus ce taux, on utilise plutôt l'osmose inverse. Elle est également utilisée pour la production de saumure à partir d'eau de mer. Une autre application importante est la déminéralisation du lactosérum. (Najah Wehbe, 2009) Les limites d'utilisation et avantages sont les mêmes que pour l'osmose inverse.

3.1.3. Procédés électrochimiques

Parmi ces méthodes, on distingue :

❖ **Electrocoagulation**

L'électrocoagulation est l'application du champ électrique au procédé de coagulation floculation. Cependant le coagulant est le produit de la réaction de l'oxydation du métal (aluminium ou fer) à l'anode d'une cellule électrochimique. Des potentiels de (20 à 80 volts) permettent de réduire la teneur en nitrates de 100-300 mg-N/L à 30 mg-N/L après 100 minutes (Koparal et Ögütveren, 2002). L'anode, en métal de fer, s'oxyde selon la demi-réaction d'oxydation ($F_e \rightarrow Fe_{2+}$ + 2e-), et à la cathode a lieu la réduction de l'eau ($2H_20$ + 2e-$\longrightarrow H_2$ + 2OH-). Dans la solution, les Fe_{2+} réagissent avec OH- pour donner les hydroxydes ferreux Fe$(OH)_2$ selon la réaction : Fe_{2+} + 2OH- $\rightarrow$ Fe$(OH)_2$. Avec l'oxygène dissous dans la solution, l'hydroxyde ferreux Fe$(OH)_2$ devient un hydroxyde ferrique Fe$(OH)_3$ insoluble, qui va coaguler les particules de nitrates.

❖ **Électro-réduction**

Parmi les méthodes de traitement des nitrates, la voie électrochimique semble l'une des plus prometteuse, car elle produit deux gaz atmosphérique totalement inoffensifs, soit l'azote, N_2, et l'oxygène, O_2 . Cette technique fait l'objet d'un intérêt croissant de la part de nombreux Chercheurs, et s'avère être un procédé simple, efficace et intéressant sur le plan économique et écologique pour éliminer les micropolluants organiques présents dans les eaux usées agricoles (Burton, Jaouen et Martinez, 2006). Le principe de la technique se base sur la réduction des nitrates en azote gazeux à la cathode et l'oxydation de l'eau en oxygène gazeux à l'anode. Selon les conditions opératoires, la réduction électrochimique peut être plus ou moins complète et peut donner naissance à divers produits tels les nitrites, l'ammoniac ou l'azote gazeux. En plus des deux gaz principaux formés, le processus d'électro-réduction des nitrates génère des groupements hydroxyles, ce qui devrait faire accroître l'alcalinité du milieu réactionnel. (Bachagha-Talhi, 2009). Un inconvénient des traitements physico-chimiques réside dans le fait que les nitrates sont extraits de l'eau, mais non éliminés. Ils se retrouveront donc d'une manière ou d'une autre sous forme de déchets.

3.2.Procédés biologiques

Les traitements biologiques occupent une place prépondérante parmi les procédés mis en place pour éliminer les nitrates. (Ratel, 2002). Le principe de traitement biologique est le même que celui des milieux épurateurs naturels, où les polluants biodégradables sont employés comme

éléments nutritifs et/ou source énergétique pour les organismes vivants tels que les bactéries et les plantes. (Burton, Jaouen et Martinez, 2006). L'objectif final est la conversion des composés azotés en azote gazeux (N_2), une forme inoffensive (Jermakka et al., 2015).

3.2.1. Classification selon le mode d'opération

C'est la manière dont le flux entre et sort du système.

Il existe principalement trois types de réactions impliquées dans le processus biologique : à savoir en **discontinu**, en **continu**, en **semi continu** ou en **fed-batch** selon la stratégie d'alimentation de la culture et du milieu dans le bioréacteur (Brian McNeil & Linda M Harvey, 2008).

Tableau 1:Comparaison selon le mode de fonctionnement (Baron G.V.Willaert R.G. et al., 1996)

Mode opératoire	Avantages	Inconvénients
Batch (discontinu)	Équipement simple ; adapté aux petits volumes de production ; grande flexibilité pour traiter différents produits.	Temps d'arrêt pour le chargement et le nettoyage ; les conditions de réaction changent au cours du temps.
Continu	Productivité élevée ; meilleure qualité du produit grâce à des conditions constantes ; idéal pour les études cinétiques.	Nécessite un contrôle précis du débit ; nécessite une grande longévité du catalyseur (biomasse) et une stabilité des organismes.
Semi-batch ou Fed-batch (Semi continu ou Fed-batch)	Contrôle des conditions environnementales (ex: concentration du substrat pour éviter l'inhibition) ; très flexible pour sélectionner les conditions optimales ; le plus utilisé en biotechnologie.	Nécessite une stratégie d'alimentation complexe (ex: pour maintenir une température ou une concentration de substrat constante).

3.2.2. Classification selon la configuration technique (Design)

Il existe plusieurs types de procédés biologiques classés selon la configuration qui sont consignés dans le tableau suivant :

Tableau 2:Classification des procédés selon le design (source :Singh, J., Kaushik, N., & Biswas, S. (2014). Bioreactors – Technology & Design Analysis. The Scitech Journal, 1(6), 28-36.

Bioréacteur	Principe de fonctionnement	Avantages	Inconvénients	Usage typique
Lit Fixé (Packed Bed)	Lit fixe de support (polymère, céramique) sur lequel le biocatalyseur est immobilisé. Fluide circule à travers le lit	- Haute concentration de biocatalyseur - Faible coût opérationnel (pas d'agitation) - Utilisation en traitement continu	- Colmatage fréquent - Transfert d'oxygène limité - Gradients de température - Remplacement du catalyseur difficile	Ces derniers sont généralement utilisés dans le traitement des eaux usées.
Lit Fluidisé Fluidized Bed Reactor (FBR)	Lit de petites particules fluidisées par un flux ascendant de liquide ou de gaz. Les particules (support de biofilm) sont en suspension.	- Pas de colmatage - Transfert de masse élevé - Mélange uniforme, pas de gradients - Haute concentration de biocatalyseur	- Taille du réacteur importante - Érosion des composants internes - Perte de charge élevée - Nécessite une recirculation -Design mécanique complexe	

Air-Lift Bioreactor (ALB)	Circulation induite par différence de densité via un tube de levage (draft tube). Gaz injecté dans le riser, liquide descend dans le downcomer	- Faible énergie (pas d'agitation) - Cisaillement contrôlé et uniforme - Bon transfert d'oxygène - Adapté aux cellules sensibles Très faible grande efficacité énergétique pour les gros volumes.	- Conception plus complexe qu'une colonne à bulles - Contrôle de la circulation délicat - Coût de construction plus élevé	- Cultures de bactéries, levures, champignons, cellules animales et végétales - Bioprocédés à faible cisaillement
Bubble Column Reactor	Colonne cylindrique avec barboteur (sparger) injectant des bulles de gaz dans un liquide ou suspension liquide-solide (p.6).	- Pas de pièces mobiles, maintenance réduite - Excellent transfert chaleur/masse - Faible cisaillement - Simple à construire	- Mélange radial limité - Formation possible de chenaux - Scale-up complexe - Contrôle précis difficile	Ils sont utilisés dans des procédés biochimiques tels que la fermentation et le traitement biologique des eaux usées (Thorat B.N et al., 1998).
Plug Flow Reactor (PFR)	Écoulement piston en tube, temps de séjour identique pour toutes les particules. Concentration varie axialement	- Conversion élevée, temps de séjour uniforme - Similaire au batch en continu - Faible volume pour haute conversion	- Gradients de température - Contrôle thermique coûteux - Difficile à scaler - Risque de colmatage	- Réactions rapides, chimie fine - Traitement en continu de flux liquides

4. Cadre réglementaire et normatif au Burkina Faso

Au Burkina Faso, la gestion de la qualité des eaux et des rejets industriels s'appuie sur des normes précises présentés dans l'ANNEXE 4 et un ensemble de lois et d'institutions dédiées pour la protection de l'environnement.

L'analyse des normes en vigueur au Burkina Faso montre que les limites de rejet industriel se concentrent sur l'Azote Kjeldahl (NTK $\leq$ 35 mg/L), sans spécifier de seuils pour les nitrates et les nitrites .

Toutefois, la problématique majeure des eaux d'exhaure de la mine de HGO réside précisément dans la présence de ces formes oxydées de l'azote, issues des résidus d'explosifs (ANFO). En l'absence de valeurs limites industrielles nationales, nous avons fait le choix de nous référer aux **normes de qualité de l'eau de l'OMS**, fixant les seuils à **50 mg/L pour les nitrates** et **3 mg/L pour les nitrites**.

4.1. Cadre politique, légal et institutionnel

Conformément aux exigences réglementaires nationales, HOUNDE GOLD OPERATION (HGO) a procédé à l'élaboration d'une Étude d'Impact Environnemental et Social (EIES) avant sa mise en exploitation.

Ce document décrit de manière détaillée le cadre politique, légal et institutionnel dans lequel s'inscrit l'activité minière, ainsi que les normes environnementales applicables à la gestion de la qualité des eaux et à la prévention des pollutions liées aux opérations minières.

(GENIVAR, 2013).

4.2.Cadre politique

Toute activité industrielle, et plus particulièrement minière, s'inscrit dans un environnement politique et stratégique qui définit les grandes orientations de gestion des ressources naturelles et de protection de l'environnement.

Au Burkina Faso, la protection de l'environnement est consacrée par la Constitution de 1991 (**Loi N° 002/97/ADP du 27 janvier 1997**) comme un pilier du développement durable.

L'article 14 stipule que les ressources naturelles constituent un patrimoine national devant être exploitées de manière rationnelle au bénéfice des générations présentes et futures.

De même, les articles 29 et 30 reconnaissent le droit et le devoir de chaque citoyen de préserver l'environnement et d'agir contre toute forme de dégradation.

Cette vision s'opérationnalise à travers la Politique Nationale en matière d'Environnement (PNE) et le Plan d'Environnement pour le Développement Durable (PEDD), deux cadres de référence qui promeuvent la gestion durable des ressources en eau, la prévention de la pollution, et l'intégration des enjeux environnementaux dans les politiques sectorielles, dont celle des mines.

4.3.Cadre légal

Les textes juridiques constituent la base réglementaire qui encadre la prévention et la gestion des pollutions, notamment celles liées aux rejets azotés issus des activités minières.

Plusieurs lois et décrets fixent les règles de conduite pour les exploitants, en matière de gestion de l'eau et de protection des écosystèmes.

4.4. Le Code de l'environnement

Le Code de l'environnement (Loi n°006-2013/AN du 2 Avril 2013) établit les principes de prévention, de précaution, de responsabilité et de pollueur-payeur.

Il impose à toute activité susceptible d'impacter l'environnement notamment les exploitations minières de réaliser une Étude d'Impact Environnemental et Social (EIES).

Ce code insiste sur la préservation de la qualité des eaux, la lutte contre la pollution chimique et la gestion durable des ressources naturelles.

Il prévoit aussi la création d'un Fonds d'intervention pour l'environnement (FIE)destiné à financer les actions correctives en cas de pollution avérée.

4.5.Le Code minier

Le Code minier (Loi n°031-2003/AN du 8 mai 2003) réélu le 18 juillet 2024, quant à lui, encadre la recherche, la prospection et l'exploitation des ressources minières.

Il intègre désormais une forte dimension environnementale : les entreprises minières doivent prévenir les pollutions, réhabiliter les sites après exploitation et respecter les normes environnementales en vigueur.

L'article 94 impose la déclaration de toute activité susceptible d'avoir un impact sur les ressources naturelles, incluant les opérations de dynamitage, principales sources de pollution azotée dans les mines d'or.

4.6.La Loi relative à la gestion de l'eau

La Loi n°002/2001/AN du 6 février 2001 constitue le texte de référence pour la gestion des ressources hydriques.

Elle consacre le droit d'accès à une eau de qualité et impose une autorisation préalable pour toute activité risquant de polluer ou d'altérer les cours d'eau.

L'article 51 met en avant la responsabilité de l'exploitant en cas de pollution accidentelle : celui-ci doit assumer les coûts de dépollution et de réparation.

Cette disposition prend tout son sens dans le contexte de la pollution azotée d'origine explosive, où les rejets peuvent entraîner des concentrations importantes en nitrates et nitrites.

4.7.Décrets et règlements d'application

Plusieurs décrets viennent compléter ce dispositif légal, en précisant les exigences techniques et environnementales :

- Décret n°2007-853/PRES/PM/MCE/MECV/MATD du 26 décembre 2007 : fixe les dispositions environnementales spécifiques aux activités minières, notamment la gestion des eaux et des résidus chimiques ;
- Décret n°2006-590/PRES/PM/MAHRH/MECV/MRA du 6 décembre 2006 : établit les règles de protection des écosystèmes aquatiques et de prévention de la pollution des eaux ;
- Décret n°2001-185/PRES/PM/MEE du 7 mai 2001 : définit les normes nationales de rejets de polluants dans l'eau, l'air et le sol ;

- Décret n°2001-342/PRES/PM/MEE du 17 juillet 2001 : précise le champ d'application des études d'impact environnemental pour les projets miniers.

Ces textes assurent une cohérence entre la production minière et la préservation des écosystèmes hydriques.

4.8.Cadre institutionnel

L'efficacité du cadre légal dépend étroitement des institutions chargées de le mettre en œuvre et de veiller à son application.

Au Burkina Faso, la gestion environnementale du secteur minier repose sur une coordination entre plusieurs structures administratives :

• Le Ministère de l'Environnement et du Développement Durable (MEDD) : assure la mise en œuvre de la politique environnementale, la surveillance des pollutions et la coordination des programmes de dépollution et de restauration des milieux dégradés.

• Le Ministère des Mines et des Carrières (MMC) : supervise les opérations minières et veille à l'intégration des exigences environnementales dans les cahiers des charges des exploitants.

• Le Bureau National des Évaluations Environnementales (BUNEE) : structure technique responsable de la validation des EIES et du suivi de la conformité environnementale des projets.

• Le Comité Technique sur les Évaluations Environnementales (COTEVE) : instance d'analyse scientifique qui émet des avis techniques sur la qualité des EIES.

• Le Bureau des Mines et de la Géologie du Burkina (BUMIGEB) : contribue à la surveillance géologique et hydrogéologique des sites miniers.

• Le Conseil National pour l'Environnement et le Développement Durable (CONEDD) : joue un rôle consultatif pour l'intégration du développement durable dans les politiques publiques.

Ces institutions collaborent pour assurer le suivi de la qualité des eaux, le contrôle des effluents, et la mise en œuvre du Plan de Gestion Environnementale et Sociale (PGES) de la mine de HOUNDE.

Ce premier chapitre a permis de situer le contexte de l'étude (site HGO) et d'établir le fondement scientifique du problème. Les nitrates, susceptibles de provenir des activités minières (notamment des explosifs), présentent des impacts graves et documentés sur les écosystèmes et la santé humaine. Leur gestion est encadrée par des normes strictes. Il existe donc une nécessité impérative de traitement. Le chapitre suivant aura pour objet d'analyser les solutions technologiques disponibles pour répondre à cette nécessité, en vue de leur application au cas spécifique de HGO.

CHAPITRE 2 : MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ÉTUDE ET CARACT ÉRISATION DE L'EFFLUENT MINIER

1. Approche générale et diagnostic préliminaire

La méthodologie adoptée pour cette étude suit une approche, structurée en quatre phases successives afin d'identifier précisément l'origine de la pollution azotée et de proposer des solutions de traitement adaptées.

Les phases de l'étude sont :

- Diagnostic préliminaire : Identification des sources potentielles de pollution
- Campagne d'échantillonnage ciblée : Prélèvements systématiques sur les sites critiques
- Analyses physico-chimiques : Caractérisation complète des effluents
- Interprétation et recommandations : Dimensionnement des solutions de traitement

2. Caractérisation des effluents : Campagnes d'échantillonnages et analyses

Dans le cadre de ce stage de 6 mois, une campagne d'échantillonnage a d'abord été menée pour identifier les sources potentielles de pollution. Quatorze points (14) de prélèvement ont été identifiés. Et un échantillon a été prélevée au niveau de chaque point fournissant ainsi un état initial du site de 14 échantillons distincts.

2.1. Sélection des points de prélèvement

La sélection des points a été réalisée pour couvrir l'ensemble des zones potentiellement pollués sur les deux sites d'exploitation, avec un focus particulier sur les zones suspectées de contamination azotée.

2.2. Matériel et équipements utilisés

Pour effectuer un échantillonnage conforme en toute sécurité, le matériel suivant a été utilisé :

Tableau 3:Matériel d'échantillonnage et de sécurité

Catégorie	Equipement	Spécifications	Usage
Sécurité	ÉPI Complet	Gilet haute visibilité	Identification Opérateur
		Masque FFP2 et lunettes	Protection chimique
		Gants en nitrile 0,4 mm	Protection respiratoire et oculaire
		Bottes de sécurité	Protection terrain accidenté
Prélèvement	Perche télescopique		Prélèvement sécurisé du cœur de l'écoulement
	Bouteilles d'échantillonnage	Polyéthylène ,500 ml, prélavées	Collecte sans contamination
Conservation	Glacière isotherme		Maintien de la chaîne du froid
	Glace		Refroidissement
Mesures de terrain	GPS	Garmin GPSMAP 66st	Précision < 3 m (système WGS84)
	Sonde multiparamètre	Hanna HI9829	pH, conductivité, température
Mesures au laboratoire	photomètre multi-paramètre	Hanna HI83200	

2.3. Procédures de prélèvement standardisées

Une procédure opératoire standardisée a été élaborée pour garantir l'homogénéité et la représentativité des prélèvements.

L'exécution rigoureuse de ce protocole débute au bureau par une **préparation minutieuse** incluant la vérification du matériel, la numérotation des fiches de terrain et l'optimisation de l'itinéraire. Dès l'arrivée sur site, l'opérateur revêt ses **ÉPI**, enregistrer les conditions météorologiques et effectuer une première observation visuelle de l'effluent (odeur, couleur, écume). La phase de préparation du point (5-10 min) consiste ensuite à relever les **coordonnées GPS (WGS84)**, photographier le site avec son identifiant et sélectionner une zone représentative, en évitant les eaux stagnantes. Le prélèvement physique proprement dit (10-15

min) impose un triple rinçage de la perche et du flacon avec l'effluent avant de prélever **500 ml à mi- profondeur**, en veillant à l'absence de bulles d'air lors de la fermeture. Immédiatement après (15-20 min), les mesures in situ sont réalisées à la **sonde HI9829**, suivies d'un étiquetage complet et d'une mise en glacière à **4°C en moins de 5 minutes**. Enfin, la mission se conclut (20-25 min) par la documentation détaillée sur la fiche de terrain, un inventaire final du matériel pour garantir la traçabilité et l'intégrité de l'échantillon.

2.4. Analyses au laboratoire HSE

Le cœur du dispositif analytique repose sur l'utilisation du **photomètre multiparamètre Hanna HI83200**, un instrument de haute précision fonctionnant selon le principe de la **spectrophotométrie d'absorption dans le visible**. Cette méthode colorimétrique permet de quantifier les substances présentes dans l'effluent en mesurant l'intensité de la lumière absorbée après réaction avec des réactifs spécifiques. L'utilisation de cet appareil, complémentaire aux mesures *in situ*, assure une caractérisation physico-chimique exhaustive de l'échantillon grâce à sa capacité à analyser une large gamme de paramètres avec une grande répétabilité.

Tableau 4: Méthodes d'analyses des réactifs du photomètre multi-paramètre

Paramètre	Réactif HANA	Temps de réaction	Longueur d'onde
Nitrate ($N0_3^-$)	HI93728-0 Réactif de Nitrate	4min30s	525mn
Nitrite ($N0_2^-$)	HI93707-0 Réactif de nitrite	30min	525mn
Ammonium (NH_4^+)	HI93700-0	1min	425mn
Phosphates ($P0_4^{3-}$)	HI93717-0	2min	525mn

2.5. Analyses externes de confirmation

Selon la procédure habituelle, les flacons prélevés sur le site minier sont rigoureusement étiquetés, conservés en glacière et expédiés vers des laboratoires partenaires accrédités de référence, tels que **SGS Mali** ou le **Laboratoire du Faso** au Burkina Faso. L'objectif de cette démarche est de confronter nos propres analyses aux rapports officiels de la mine, lesquels

s'appuient sur des méthodes internationales standardisées (**APHA**) comme illustré par l'exemple de SGS Mali dans le tableau suivant garantissant ainsi une fiabilité et une traçabilité optimales des données environnementales.

Tableau 5:Méthodes d'analyses du laboratoire SGS Mali

Paramètres	**Unité**	**Méthode d'analyses**
pH	-	APHA4500-H (22 nd EDITION)
Conductivité	µ S/cm	APHA2510 , 22nd édition
Matière en suspension	mg/L	APHA 2540 D, 22nd EDITION
Turbidité	NTU	APHA2130, 22nd EDITION
Nitrate	mg/L	APHA ed 21th 2005, 4500
Nitrite	mg/L	APHA ed 21th 2005, 4500
Ammonium	mg/L	APHA ed 22nd 2011, 4500
DB$\boldsymbol{O_5}$	mg/L d'O_2	APHA 5210B, 22nd EDITION
DCO	mg/L d'O_2	APHA 5220D, 22nd EDITION

2.6. Traitement et interprétation des données

Dans le cadre de l'identification de l'origine des nitrates, l'étude de la relation entre les nitrates (NO_3^-) et les sulfates (SO_4^{2-}) a été réalisée à l'aide d'une analyse de corrélation statistique. Le coefficient de corrélation linéaire de Pearson a été retenu pour cette étude.

Ce choix est justifié par la nature des données environnementales considérées, constituées de concentrations physico-chimiques quantitatives continues mesurées sur un même ensemble de points de prélèvement. Le coefficient de Pearson permet d'évaluer la force et le sens d'une relation linéaire entre deux variables continues et est largement utilisé en hydrogéochimie pour l'identification de signatures chimiques et de sources potentielles de contamination.

Avant l'analyse, les séries de données ont fait l'objet d'un contrôle de cohérence afin de vérifier l'absence de valeurs aberrantes majeures susceptibles d'altérer l'interprétation. Les calculs ont été réalisés sous l'environnement R Studio, à l'aide de fonctions statistiques standards, garantissant la traçabilité, la reproductibilité et la robustesse de l'analyse.

L'exploitation des données repose sur une approche statistique structurée et reproductible, adaptée à la nature des séries environnementales disponibles. Dans un premier temps, des statistiques descriptives classiques (minimum, maximum, moyenne et écart-type) ont été calculées à partir des données issues du suivi sur une période de huit années (2017 à 2025). Cette étape permet de caractériser la variabilité temporelle des concentrations et d'identifier les ordres de grandeur représentatifs de l'effluent minier.

Dans un second temps, des indicateurs statistiques de position ont été déterminés, en particulier le **90^{e} percentile (P90)**. Le choix de cet indicateur est motivé par sa pertinence dans le cadre des études environnementales et du dimensionnement d'ouvrages de traitement, car il représente une concentration dépassée seulement 10 % du temps. Cette approche permet d'intégrer la variabilité naturelle des effluents miniers tout en adoptant une démarche conservatrice, évitant à la fois le surdimensionnement lié aux valeurs extrêmes et le sous-dimensionnement associé à l'utilisation de moyennes arithmétiques.

Enfin, l'interprétation des données s'appuie sur une comparaison systématique des concentrations représentatives obtenues avec les valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et les normes de rejet en vigueur au Burkina Faso. Cette démarche méthodologique permet d'assurer une évaluation cohérente de la qualité des effluents et contribue à l'identification de l'origine de la pollution azotée observée sur le site de HOUNDE GOLD OPERATION.

3. Sélection et dimensionnement du système de traitement

Le choix du système de traitement se base sur la caractérisation de l'effluent de la mine (HGO) et sur la revue bibliographique concernant les procédés d'élimination des nitrates.

3.1. Principes de sélection technologique

Pour le dimensionnement des systèmes de traitement, on procède par la méthode suivante :

3.2. Méthodologie de détermination des débits de conception

Sur le site minier de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO), les eaux de dénoyage sont collectées dans des bassins de collecte au niveau des deux sites respectivement avant leur évacuation dans le réseau d'eau du site fonctionnant en circuit fermé. Le pompage des fosses vers les bassins n'est pas permanent ; il intervient principalement que lors d'épisodes pluvieux intenses ou lorsque le niveau d'eau dans les bassins de collecte atteint la cote de surverse, ou quand le besoin de dénoyer les fosses pour l'exploitation minière survient.

Ce fonctionnement discontinu implique que les rejets effectifs de nitrates sont concentrés sur des périodes relativement courtes, associées à des événements hydrologiques particuliers. Dans ce contexte, l'utilisation d'un débit moyen annuel ou journalier pour la caractérisation hydraulique serait peu représentative des conditions réelles.

Par ailleurs, le site ne dispose pas de séries de données continues et fiables concernant les volumes d'eaux pompées, stockées ou déversées, ce qui constitue une contrainte majeure pour une approche classique de dimensionnement fondée sur des mesures historiques.

Ainsi, compte tenu de l'absence de données de débit mesurées et du caractère intermittent des rejets, une approche hydrologique événementielle a été retenue pour la caractérisation hydraulique de l'effluent. Cette approche consiste à considérer les bassins de collecte comme des ouvrages de régulation, et leurs dispositifs de surverse comme les points hydrauliques critiques à l'origine des flux rejetés dans le circuit hydrologique. Ainsi, le débit caractéristique de l'effluent est assimilé au débit de déversement des bassins de collecte lors des épisodes de surverse. Ce choix méthodologique permet de :

- Cibler approximativement les volumes effectivement transférés,
- Prendre en compte les conditions hydrauliques les plus défavorables en termes de flux polluants,
- Et de s'affranchir de l'hypothèse non réaliste d'un écoulement continu

Les bassins de collecte du site (**PPW1 et 2**, **HSK**, **TNK**) sont équipés de dispositifs de surverse assimilables à des déversoirs rectangulaires à seuil libre. Afin d'ancrer cette approche méthodologique dans la réalité opérationnelle du site de HGO, les dimensions des ouvrages ont

été relevées par des **mesures directes effectuées sur le terrain**. Ces relevés garantissent la représentativité des capacités d'évacuation actuelles des bassins de collecte.

Les relevés ont montré que les dispositifs de surverse des bassins présentent des caractéristiques géométriques similaires. Les paramètres mesurés et retenus pour l'estimation des débits de déversement sont les suivants :

- **Largeur du déversoir (L) :** 2,50 m
- **Hauteur de charge maximale observée (H) :** 0,25 m

Pour le dimensionnement hydraulique, l'écoulement est supposé en régime dénoyé. Dans cette configuration, caractérisée par l'absence d'influence du niveau d'eau aval sur l'écoulement du seuil, le débit instantané de déversement Q (m^3/s) peut être estimé par la formule de Poleni-Dégrémont. Celle-ci est couramment utilisée pour le calcul des déversoirs rectangulaires à seuil libre.

$$\mathbf{Q} = \mu \times \boldsymbol{l} \times \sqrt{\mathbf{2}\boldsymbol{g} \times \boldsymbol{H}^{\mathbf{1,5}}} \qquad (\mathbf{1})$$

Avec :

- **μ** : coefficient de débit, pris égal à 0,40 (seuil rectangulaire mince selon le Mémento Degrémont)
- **L** : largeur du seuil de déversement (m)
- **G** : accélération de la pesanteur (9,81 m/s²)
- **H** : hauteur d'eau au-dessus du seuil (m), correspondant à la différence entre la cote de la lame déversante et la cote du seuil.

Q : le débit de déversement en (en m³/s)

Le débit Q obtenu par la formule de Poleni-Dégrémont correspond au débit instantané de déversement lors d'un épisode de surverse. Toutefois, pour garantir un dimensionnement résilient du dispositif de traitement des nitrates, il convient de définir un **débit de pointe de conception**.

Conformément aux principes de conception des systèmes d'Adduction en Eau Potable (Cours AEP, M. Faye), le dimensionnement des ouvrages de traitement doit s'appuyer sur une valeur

de pointe capable d'absorber les variations critiques de flux. Dans le contexte spécifique de la mine de HGO, ces variations ne sont pas de nature journalière (comme pour une consommation urbaine), mais **saisonnières**. En effet, les charges en nitrates et les volumes d'exhaure atteignent leur paroxysme durant l'hivernage, période où les épisodes pluvieux intensifient les pompages et les surverses.

Ainsi, nous avons opté pour l'application d'un **coefficient de pointe saisonnier (K_{ps})** plutôt qu'un coefficient journalier. Ce choix se justifie par la nécessité de dimensionner le bioréacteur pour la "saison critique" (période de fortes pluies) où le risque de lessivage du biofilm bactérien par des vitesses excessives est le plus élevé.

Le débit de pointe de conception (Q_p) est donc défini par la relation suivante :

$$(Q_p) = Q \times K_{ps} \quad (2)$$

Pour la suite de notre étude, nous retiendrons un coefficient de pointe K_{ps} **de 1,2** permettant de couvrir les incertitudes liées aux pics saisonniers tout en optimisant le temps de séjour hydraulique (TSH) nécessaire à la dénitrification.

3.3. Méthodologie de la détermination des charges polluantes
Détermination des données d'entrée pour le dimensionnement des systèmes

Le dimensionnement d'un système de traitement performant et économiquement viable repose sur une estimation réaliste mais sécuritaire des charges polluantes. Cette section présente la méthodologie statistique retenue pour déterminer, à partir des données historiques 2017-2025, les concentrations représentatives qui serviront de base au calcul des ouvrages.

3.3.1. Critique des approches classiques

Les approches traditionnelles pour la sélection des concentrations présentent des limites significatives pour notre contexte :

- **Utilisation du maximum historique** : Bien que garantissant une sécurité maximale, cette approche conduit à un surdimensionnement systématique et économiquement prohibitif. Elle se base sur des événements extrêmes rares qui ne reflètent pas les conditions opérationnelles typiques.
- **Utilisation de la moyenne arithmétique** : Plus réaliste économiquement, cette approche expose à des sous-dimensionnements lors des pics de contamination, compromettant la conformité réglementaire et la protection environnementale.
- **Variabilité inhérente** : Les effluents miniers présentent une variabilité temporelle importante liée aux cycles d'exploitation, aux conditions climatiques et aux pratiques opérationnelles.

3.3.2. Justification du choix du 90ème percentile (P90)

Pour concilier fiabilité technique et faisabilité économique, le 90ème percentile (P_{90}) des concentrations historiques 2017-2025 a été retenu comme valeur de dimensionnement. Cette approche statistique offre plusieurs avantages :

- **Robustesse opérationnelle** : Garantit une efficacité du traitement 90% du temps (≈329 jours par an), correspondant à une gestion raisonnée du risque.
- **Équilibre économique** : Évite le surcoût d'investissement associé au dimensionnement sur les valeurs extrêmes tout en minimisant le risque de non-conformité.
- **Adaptation au contexte minier** : Prend en compte la variabilité naturelle des effluents sans être excessivement influencée par les événements exceptionnels.

3.3.3. Méthode de calcul : adaptation de la méthode de Hazen

❖ **Principe de la méthode de Hazen**

La méthode du 90^{e} percentile (P90) selon **Hazen** est une approche réglementaire largement utilisée pour l'évaluation de la qualité des eaux. Elle a notamment été validée par le Conseil d'État français (2016) et intégrée dans les systèmes officiels d'évaluation de la qualité des cours d'eau.

Le rang théorique du percentile recherché est donné par la relation :

$$\boldsymbol{i = p \times N + 0,5} \qquad (\mathbf{2})$$

Où :

- I : rang de la valeur percentile recherchée
- P : percentile souhaité (0,90 pour P90)
- N : nombre total de mesures (N=8 années)

Application :

$$\boldsymbol{i = (0,90 \times 8) + 0,5 = 7,7}$$

❖ **Distinction cruciale et adaptation justifiée**

La méthode d'Hazen classique est initialement conçue pour des mesures ponctuelles et recommande l'utilisation de la valeur maximale lorsque N≤10. Cependant, cette contrainte ne s'applique pas dans notre cas, car les 8 valeurs utilisées correspondent **à des moyennes annuelles**, elles-mêmes issues de suivis mensuels à trimestriels. Ces valeurs constituent donc des **indicateurs robustes** et statistiquement représentatifs, ce qui justifie pleinement l'utilisation d'une interpolation plutôt que la simple prise de la valeur maximale

❖ Interpolation linéaire appliquée

Pour N=8 années de suivi, le rang du P90 selon la formule de Hazen est :

$$\boldsymbol{i = (0,90 \times 8) + 0,5 = 7,7}$$

Lorsque i n'est pas un entier, la valeur du P90 est obtenue par **interpolation linéaire** entre les deux valeurs adjacentes de la série triée par ordre croissant :

Le (P_{90}) se trouve entre la 7e et la 8e valeur de la série triée.
On part de la 7e valeur, puis on ajoute une partie de l'écart entre la 7e et la 8e valeur :

$$\boldsymbol{(P_{90}) = X_7 + (i - 7)(X_8 - X_7)} \qquad (3)$$

En mots :

- X_7 = 7e valeur après tri
- X_8= 8e valeur après tri
- i = position théorique du percentile (par exemple 7,3)

- $i-7$ = la **partie décimale** qui indique combien on avance entre la 7^{e} et la 8^{e} valeur.

3.4. Dimensionnement du système de traitement dénitrifiant pour le site de HOUNDÉ GOLD OPERATION

3.4.1. Principe général et problématique

❖ **Contexte et Enjeu Biologique**

L'efficacité d'un bioréacteur de dénitrification sur média organique est étroitement conditionnée par la **stabilité du régime hydraulique** et la **qualité physique** de l'effluent. La littérature scientifique identifie une double contrainte critique pour la pérennité de ces systèmes :

- **La contrainte hydraulique :** Les travaux de **Christianson et al. (2011c)** mettent en évidence l'impact des fluctuations de débit sur l'abattement azoté. Un débit excessif génère des forces de cisaillement capables de lessiver le biofilm bactérien, tandis qu'une alimentation discontinue perturbe l'activité métabolique des colonies dénitrifiantes.
- **La contrainte physique (Colmatage) :** Bien que le massif filtrant puisse techniquement piéger les matières en suspension (MES), **Christianson et al. (2021)** rappellent que cette fonction de filtration est antagoniste à la dénitrification. L'accumulation de sédiments colmate l'espace poreux et induit des chemins préférentiels, réduisant drastiquement le temps de séjour hydraulique (TRH) effectif et la durée de vie opérationnelle de l'ouvrage.

Les surverses des bassins de rejets, pouvant atteindre 0,3322 m^3/s, sont incompatibles avec les besoins hydrauliques stables d'un bioréacteur efficace

Face à cette double problématique, notre conception repose sur trois principes fondamentaux :

❖ **Protection Hydraulique**

Plutôt que de laisser les surverses traverser directement le bioréacteur, l'excédent hydraulique est dérivé de façon gravitaire vers un système tampon, isolant ainsi le traitement biologique des chocs hydrauliques.

❖ **Protection Physique**

L'implantation d'ouvrages de prétraitement, indispensable pour protéger l'intégrité du bioréacteur situé en aval. La littérature scientifique démontre que le couplage du bioréacteur avec un bassin de décantation ou une zone humide par exemple permet d'atteindre un abattement des matières en suspension (MES) supérieur à 90 % (**Choudhury et al., 2016 ; Tanner et al., 2012**). Cette configuration garantit la performance globale du système en éliminant la charge solide avant l'étape de dénitrification biologique.

❖ **Régulation Intelligente**

L'eau stockée est réintroduite dans la chaîne de traitement de manière progressive et contrôlée, permettant :

- Un contrôle qualité pour détecter d'éventuels composés inhibiteurs
- Une alimentation stable et optimisée
- Le respect strict du temps de séjour hydraulique (TRH) nécessaire
-

3.4.2. **Détermination du débit cible pour le bioréacteur**

Conformément au standard NRCS 605 (Denitrifying Bioreactor), le système est dimensionné pour traiter 15% du débit de pointe. Ce choix permet de capter la majorité de la charge polluante tout en garantissant un temps de contact biologique efficace.

Pour HOUNDE:

$$\mathbf{Qbr} = \mathbf{15\%} \times \mathbf{Qp} \quad (4)$$

3.4.3. Estimation de la charge polluante

La communauté scientifique adopte une unité normalisée pour quantifier l'efficacité du procédé de dénitrification à savoir le taux d'enlèvement d'azote nitrique, exprimé en grammes d'azote par mètre cube de réacteur et par jour (g $N/m^3 \cdot j$) (Christianson et al., 2021). Cette convention repose sur deux fondements :

- **Le mécanisme biochimique** : les bactéries dénitrifiantes consomment spécifiquement l'azote présent sous forme nitrique (NO_3-N), et non le nitrate en tant qu'ion.
- **La comparabilité des données** : cette unité permet des comparaisons directes entre études, sites et conditions opérationnelles différentes.

Par conséquent, pour dimensionner notre système de manière fiable et exploiter les références de la littérature, il est indispensable de convertir les concentrations mesurées en nitrate (NO_3^-) en équivalent azote (NO_3-N) avant tout calcul de charge et de volume.

Formule de base de conversion

$$\boldsymbol{No_3\text{-}N} \quad \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}}\right) = \boldsymbol{No_3}\left(\frac{mg}{l}\right) \times \mathbf{0,226} \qquad (5)$$

Où 0.226 est le rapport massique de l'azote dans l'ion nitrate ($\frac{M_N}{M_{No_3}} = \frac{14}{62} \approx 0.226$)

On détermine les concentrations (No_3-N) qui seront traités

3.4.4. Calcul des charges azotées journalières à éliminer

La charge azotée journalière de chaque site est déterminée par la formule suivante :

$$Charge_{\ N} = Q_{br} \times (\boldsymbol{No_3\text{-}N_{entrée}} - \boldsymbol{No_3\text{-}N_{cible}}) \times \mathbf{86400} \qquad (6)$$

La détermination de ces paramètres d'entrées nous permettre de dimensionner les ouvrages amont des bioréacteurs protègent le bioréacteur contribuant ainsi à l'amélioration du système de dénitrification.

3.4.7. Le BASSIN DE RETENTION (BRD)

Le premier étage de la chaîne de régulation est constitué par le Bassin de Rétention et de Décantation (BRD), conçu pour agir comme un véritable « pare-chocs » hydraulique du système. Sa fonction primaire est d'absorber l'énergie et la soudaineté des chocs hydrauliques, notamment lors des épisodes de surverse brute provenant des bassins de rejets (PPW pour HOUNDE, TNK et HSK pour KARI).

- **Débit de conception**

Les débits de pointe de surverse (Qp) retenus pour le dimensionnement sont donc :

- HOUNDE: 0,3322 m³/s (bassin PPW seul)
- KARI :

Pour le dimensionnement du BRD de KARI, on considère le débit total des deux bassins :

$Qp\ Kari\ =\ (Qp\ TNK\ )+\ (\ Qp\ HSK)$

Ce BRD commun collecte l'effluent des deux bassins, mais en aval, la distribution
Se fait vers deux chaînes de traitement indépendantes.

- **Temps de rétention**

Un temps de tampon de **8 heures** a été retenu sur la base de :

- Le temps de vidange moyen des bassins amont par traitement biologique
- La fenêtre opérationnelle d'un shift complet

Le bac de rétention (BR) sert de stockage d'alimentation le bac tampon (BT).

- **Dimensionnement hydraulique**

On détermine le volume de stockage par la formule :

➢ **Volume de stockage**

Le volume est dimensionné pour absorber un choc hydraulique sur une durée de 8 heures. Il se calcule selon la formule suivante :

$$\boldsymbol{Volume_{BRD}\ =\ Qp\times 8\times 3600} \qquad (7)$$

➢ **Dimensionnement Géométrique**

Afin d'optimiser l'occupation spatiale et de limiter l'emprise au sol, la **forme cylindrique** a été retenue pour les deux sites. La relation entre le volume, la hauteur et le rayon de l'ouvrage est régie par l'équation suivante

$$\boldsymbol{Volume_{BRD}\ =\pi\times R^{2}\times h} \qquad (8)$$

Où :

- $\boldsymbol{Volume_{BRD}}$ = Volume (m^3)
- R = Rayon (m) = D/2
- H = Hauteur eau utile (m)
- Π ≈ 3,1416

➢ **Calcul des diamètres**

Ces paramètres de profondeur sont essentiels pour finaliser le calcul du diamètre des bassins, en corrélant le volume de stockage requis à la surface au sol disponible.

$$\mathbf{R} = \sqrt{\frac{\boldsymbol{Volume_{BRD}}}{\boldsymbol{\pi \times h}}} \qquad (9)$$

$$\textbf{Et } \boldsymbol{D = 2 \times R}$$

3.4.8. LE BASSIN TAMPON (BTI)

Le Bassin Tampon (BTI) constitue le deuxième étage de régulation et le cœur stabilisateur du système. Sa mission unique et absolue est de garantir une alimentation hydraulique parfaitement constante et stable au bioréacteur, indépendamment de toute variation amont.

Son principe réside dans le fait de délivrer invariablement 0,05 m^3/s vers la chaîne de traitement biologique alors que le BRD subit des variations brutales (0 à 0,3322 m^3/s à HOUNDE, 0 à 0,6644 m^3/s à KARI).

- **Autonomie et Dimensionnement Hydraulique**

Un temps d'autonomie de 24h a été retenue sur la base de :

- La **continuité du traitement biologique** (les bactéries dénitrifiantes nécessitent une alimentation ininterrompue)
- Le **temps de réaction maximal** en cas d'incident sur les ouvrages amont

- La **fenêtre de maintenance** permettant d'intervenir sur le BRD sans affecter le bioréacteur

- Dimensionnement Géométrique

➢ Calcul du volume

Ce volume est identique pour HOUNDE et KARI, car le débit cible vers le bioréacteur reste le même **(0,05 m³/s)**, indépendamment du nombre de bassins amont.

$$\boldsymbol{Volume_{BT} = Q_{BR} \times Temps_{autonomie}} \quad (\mathbf{10})$$

En conservant la forme cylindrique pour homogénéité avec le BRD :

$$\boldsymbol{Volume_{BTI} = \pi \times R^2 \times h} \quad (\mathbf{11})$$

Hypothèses de conception :

- Hauteur utile : 6,0 m
- Revanche de sécurité : 0,5 m
- Hauteur totale : 6,5 m

Calcul du diamètre : $\mathbf{D = 2 \times \sqrt{\frac{4320}{\pi \times 6}}}$

Après avoir déterminer les dimensions du Bassin de Rétention et du Bassin Tampon, la nécessité d'introduire des ouvrages de prétraitement pour une protection efficace du bioréacteur s'impose.

Après le dimensionnement des ouvrages de prétraitement, on peut déterminer les dimensions des bioréacteurs.

Le dimensionnement du bioréacteur repose sur plusieurs indicateurs de performance établis par la littérature sur lesquels on va se baser pour optimiser la géométrie de l'enceinte et garantir l'efficacité des processus biologiques mis en œuvre.

CHAPITRE 3 : RÉSULTATS DU DIAGNOSTIQUE ET DISCUSSIONS

1. Caractérisation des effluents brutes de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION

1.1. Résultats analytiques ponctuels

Le tableau ci-contre (ou ci-dessous) synthétise les résultats d'analyse des 14 échantillons issus de la campagne de prélèvement effectuée sur le site de Hounde Gold Operation (HGO) durant le stage.

Tableau 6:Caractéristiques brutes des effluents de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION

14 échantillons prélevés	PH	Température (°C)	Conductivité (µS/cm)	Nitrate (NO_3^-) en mg/L	Sulfates (SO_4^{2+}) en mg/L	Nitrites (NO_2^-) en mg/L	Ammonium (NH_4^+) en mg/L	**M**atières **E**n **S**uspension en mg/L	Phosphates (PO_4^{3-}) en mg/L
VIC	9,0	28,5	80,0	15,4	134	7,28	< 0,05	8	< 0,02
VIM 3	7,5	29,1	54,4	117,0	< 1	16,90	0,33	18	< 0,02
VIM 1	8,1	27,8	84,2	39,2	211	11,30	2,81	39	< 0,02
VN2	11,8	30,2	7,7	1,81	4	< 0,20	< 0,02	102	< 0,02
VN1	8,0	28,7	33,4	10,0	17	1,30	< 0,02	41	< 0,02
PKP	7,8	29,5	41,8	20,3	4	4,70	3,19	596	< 0,02
PKW	8,4	28,9	30,5	3,23	8	0,40	< 0,02	62	0,03
WD1	8,1	27,5	6,6	17,9	3	0,70	0,09	320	< 0,02
WD2	9,2	29,8	20,1	28,8	6	3,30	< 0,02	6	< 0,02
WD3	8,6	28,4	14,4	7,19	43	0,40	0,10	12	< 0,02
WDKW	8,0	29,2	16,1	5,27	12	< 0,20	< 0,02	30	0,03
TNK	8,1	28,1	50,6	18,1	103	0,20	< 0,02	11	< 0,02
HSK	7,8	27,9	10,8	6,68		< 0,20	< 0,02	10	< 0,02
PPW2	8,0	28,6	43,7	7,39		< 0,20	< 0,02	42	< 0,02

1.2. Analyse statistique descriptive

L'analyse statistique descriptive repose sur un total de cent douze (112) échantillons collectés sur la période 2017–2025, correspondant à quatorze (14) échantillons par année, soit un échantillon par point de prélèvement. Les statistiques descriptives calculées (minimum, maximum, moyenne, écart-type et 90e percentile) sont présentées dans le Tableau 7.

Tableau 7: Calculs statistiques des effluents de HGO

Paramètre	Unité	n	Min	Max	Moyenne	Écart-type	P90	Norme OMS	% > Norme
pH	-	14	7,5	11,8	8,65	1,22	9,8	6,5-8,5	21%
Conductivité	µS/cm	14	6,6	84,2	37,31	27,96	73,5	1000	0%
Nitrates (NO_3^-)	mg/L	14	1,43	117,0	55,65	60,48	98,2	50	43%
Nitrites (NO_2^-)	mg/L	14	<0,2	16,90	2,48	2,61	9,1	3	29%
MES	mg/L	14	6	596	120,4	191,68	412	30*	71%

2. Comparaison aux normes et niveau de conformité

Les résultats présentés dans le Tableau *7* montrent que, à l'exception de la conductivité, globalement conforme aux valeurs guides, la majorité des paramètres analysés présente des dépassements fréquents des normes de référence de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et des limites indicatives de rejet.

Les nitrates affichent des concentrations comprises entre 1,43 mg/L et 117 mg/L, avec une moyenne de 55,65 mg/L et un 90e percentile atteignant 98,2 mg/L, confirmant une pollution azotée significative sur le site. De même, les nitrites atteignent localement des valeurs élevées, notamment au point VIM3 (16,90 mg/L), soit plus de cinq fois la valeur guide. Les matières en suspension présentent également des concentrations très élevées, avec un maximum de 596 mg/L au point PKP, correspondant à près de vingt fois la valeur indicative de rejet.

3. Analyse spatiale des concentrations et identification des zones critiques

L'analyse spatiale des concentrations met en évidence une forte hétérogénéité entre les différents points de prélèvement, traduisant l'influence directe des activités minières et de l'historique d'exploitation des fosses. Les concentrations les plus élevées en nitrates et en nitrites sont principalement observées au niveau des fosses **VIM1**, **VIM2** et **VIC**, zones historiquement exploitées de manière intensive.

À l'inverse, les fosses **VN1** et **VN2**, actuellement inactives, présentent des concentrations faibles, voire négligeables, suggérant une absence de contamination récente.

Bien que l'on puisse supposer que la pollution azotée se limite aux zones actuellement en activité, les résultats obtenus nuancent cette hypothèse. La fosse **VIC**, bien qu'inactive, présente des niveaux de pollution élevés, contrastant avec certaines fosses actives telles que **PKP** et **PKW**, où les concentrations restent relativement modérées.

Cette observation suggère que l'intensité de la pollution azotée n'est pas uniquement liée à l'activité minière en cours, mais également à la durée d'exploitation passée, à l'accumulation progressive des résidus d'explosifs et aux conditions locales de drainage et de lessivage.

4. Résultats de l'analyse de corrélation entre nitrates et sulfates

L'analyse de corrélation linéaire de Pearson réalisée entre les concentrations en nitrates (NO_3^-) et en sulfates (SO_4^{2-}) met en évidence une relation positive marquée entre ces deux paramètres. Le coefficient de corrélation obtenu est de $R = 0,81$, indiquant une corrélation positive très forte.

Cette relation est statistiquement significative, avec une p-value de 0,0013, inférieure au seuil de significativité de 0,05. Le coefficient de détermination associé ($R^2 = 0,66$) indique qu'environ 66 % de la variabilité des concentrations en nitrates est expliquée par celle des sulfates.Ces résultats indiquent qu'une part importante de la variabilité des nitrates est

associée à celle des sulfates. Compte tenu de l'absence de traceurs agricoles et fécaux, cette relation soutient l'hypothèse d'une origine majoritairement minière des nitrates, liée aux résidus d'explosifs ANFO.

5. Synthèse des contraintes identifiées pour le choix technologique

La caractérisation approfondie des effluents de HGO révèle un ensemble de contraintes spécifiques qui guideront le choix du système de traitement.

Tableau 8:Contraintes pour le traitement issues de la caractérisation des effluents miniers de HGO

Contrainte	Points concernés	Impact sur le traitement	Données associées
Dualité spatiale	HOUNDE et KARI	Nécessité de solutions distinctes ou décentralisées	Sites distants
Nitrites inhibiteurs	VIM 3, VIC ,VIM 1 principalement sur le site de HOUNDE	Limitation des procédés biologiques classiques	NO_2^- = 9,1 mg/L
MES extrême	PKP , WD1 sur le site de KARI et HOUNDE	Risques de colmatage des réacteurs	MES = 412 mg/L
pH alcalin critique	VN2	Neutralisation préalable obligatoire	pH = 9,8 (P90)
Variabilité importante	Tous points	Système robuste aux chocs de charge	Facteur 82 min/max NO_3^-
Effluents peu pollués	WD3 , TNK, HSK	Traitement léger ou simple surveillance	Paramètres <normes

5.1. Évaluation des technologies disponibles face aux contraintes HGO

5.1.1. Critères d'évaluation

Le choix de la filière de traitement repose sur les cinq piliers de performance suivants :

- **Efficacité d'abattement azoté** : La capacité à atteindre une cible de rejet inférieure à $\mathbf{10\ mg/L}$ de ($\boldsymbol{NO_3^-}$), conformément aux recommandations environnementales de l'Organisation Mondiale de la Santé (**OMS**) de $\mathbf{50 mg/L}$ et les standards internationaux de (**l'USEPA**) United States Environmental Protection Agency, qui impose une limite de **10 mg/L d'azote nitrique**

- **Tolérance aux nitrites** : La solution doit pouvoir supporter des concentrations en ($\boldsymbol{NO_2^-}$)> $\mathbf{5}\,\boldsymbol{mg/L}$ sans que le biofilm bactérien ne soit inhibé par la toxicité du substrat.
- **Résistance aux Matières en Suspension (MES)** : Priorité aux systèmes capables de fonctionner sans un prétraitement lourd et coûteux, malgré des charges sédimentaires parfois élevées (**PKP** : $\mathbf{596}\,\boldsymbol{mg/L}$).
- **Robustesse opérationnelle** : Capacité à absorber les variations de charge hydraulique et chimique (facteur 82 entre le MIN et le MAX de nitrates) sans rupture de la performance épuratoire.
- **Viabilité économique (CAPEX/OPEX)** : Équilibre entre le coût d'investissement initial (**CAPEX**) et les coûts d'exploitation (**OPEX**) incluant l'entretien, l'énergie et le remplacement des consommables, dans le contexte spécifique du site minier de **HGO**.

5.1.2. Analyse comparative des technologies

Le choix de la filière de traitement pour le site de HGO repose sur une confrontation entre les performances théoriques issues de la littérature et les réalités de terrain (concentrations élevées en ($\boldsymbol{NO_3^-}$)) et présence de nitrites.

5.1.3. Synthèse de la faisabilité technologique

Le tableau ci-dessous résume l'analyse d'adéquation en s'appuyant sur les principes de fonctionnement détaillés en revue bibliographique.

Tableau 9:Faisabilité des principales technologies pour HGO

Technologie	efficacité	Tolérance	Compatibilité MES	Coût	Conclusion de la revue bibliographique
Echange d'ions	Excellente	Faible	Incompatible	Elevé	Risque de compétition avec les sulfates et gestion complexe des éluât (saumures)
Osmose inverse	Excellente	Bonne	Nécessité de prétraiter	Très élevé	Cout prohibitif et production de rejets concentrés difficiles à traiter
Boues activés	Bonne	Limite (toxicité)	Risque de décantation	Modéré	Sensible aux chocs de charge et à l'inhibition par le nitrites (>5mg/L)
Lit fixe	Excellente	Bonne	Moyenne	Modéré	Le biofilm protecteur sur support fixe assure une haute concentration de biomasse et une stabilité face au chocs
Zone Humide	Faible/Moyenne	Sensible	Risque colmatage	Très faible	Surface nécessaire trop importante pour les débits énormes de surverse

Au regard de l'analyse comparative et des contraintes, la technologie retenu pour le dimensionnement est le procédé de dénitrification biologique sur lit fixe.

6. Conception et dimensionnement du système de traitement

Pour clore cette phase de sélection et entamer les calculs techniques, voici la formalisation des **principes directeurs** qui régiront le dimensionnement de nos installations de traitement à HOUNDE GOLD OPERATION (HGO).

6.1. Principes directeurs du dimensionnement

La conception des ouvrages ne repose pas sur une solution générique, mais sur une stratégie sur-mesure dictée par les réalités géographiques et chimiques du site :

Approche décentralisée (Autonomie par site) : La caractérisation physico-chimique des eaux a mis en évidence des besoins différenciés selon les sites du permis minier. Le site de **HOUNDE** présente une contamination azotée nécessitant la mise en œuvre d'une **unité de dénitrification biologique**, tandis que le site de **KARI** requiert principalement des **ouvrages renforcés de gestion sédimentaire**. Toutefois, l'analyse des données montre que la pollution azotée observée ne résulte pas uniquement de l'activité minière en cours, mais s'inscrit dans un **processus cumulatif lié à la durée d'exploitation des différentes zones**.

Dans ce contexte, une **approche décentralisée** fondée sur des **unités de traitement autonomes**, intégrant les étapes de prétraitement hydraulique et sédimentaire ainsi que la dénitrification biologique lorsque nécessaire, a été retenue pour les sites de HOUNDE et de KARI. Cette stratégie permet de répondre efficacement à la priorité immédiate que constitue le site de HOUNDE, tout en **anticipant une augmentation future des charges polluantes** sur le site de KARI.

Le choix d'une implantation locale des ouvrages de traitement présente plusieurs avantages majeurs : suppression des **coûts liés au pompage à longue distance**, amélioration de la **robustesse et de la fiabilité opérationnelle**, et mise en place d'une solution **durable, évolutive et adaptable** à l'ensemble du permis minier.

Le site de **HOUNDE GOLD OPERATION**, étant structuré autour de **trois bassins de collecte distincts PPW, HSK et TNK**, cette approche conduit à la mise en œuvre de **trois systèmes de traitement indépendants**, chacun dimensionné en fonction des caractéristiques hydrauliques et de la charge polluante du bassin associé.

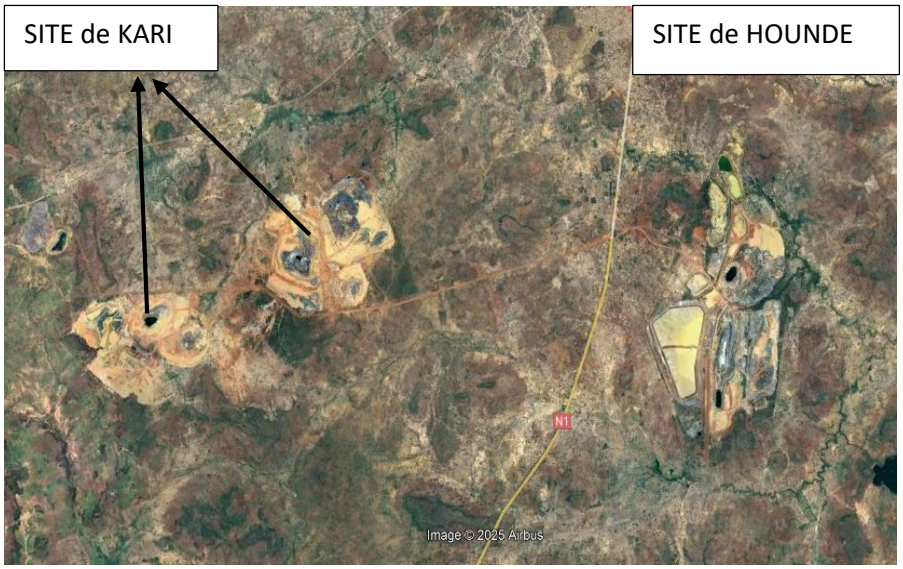


Figure 6:Localisation des sites HOUNDE et KARI



Figure 7: vue d'ensemble du site de HOUNDE avec bassin de collecte (PPW)



Figure 8: Point de rejet du site de HOUNDE vers le circuit du site



6.2. Dimensionnement des systèmes de traitement pour la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO)

5.2.1. Détermination du débit

Application numérique : $\mathbf{Q} = \mu \times \boldsymbol{l} \times \sqrt{\boldsymbol{2g}} * \boldsymbol{H}^{\mathbf{1,5}}$

$$Q = 0{,}4 \times 2{,}5 \times \sqrt{2 \times 9{,}81} \times 0{,}25^{1{,}5}$$

Q = 0,553680865 m^3/s , on prendra Q = 0,554 m^3/s

On applique le coefficient de pointe saisonier $\boldsymbol{K_{ps}}$**= 1,2** et on obtient :

$$\boldsymbol{Q_p} = \boldsymbol{K_s} \times \mu \times \boldsymbol{l} \times \sqrt{\boldsymbol{2g}} * \boldsymbol{H}^{\mathbf{1,5}}$$

Application numérique : $\boldsymbol{Q_p}$ = $1{,}2 \times 0{,}4 \times 2{,}5 \times \sqrt{2 \times 9{,}81} \times 0{,}25^{1{,}5}$

$$\boldsymbol{Q_p} = \mathbf{0,6648} \boldsymbol{m}^{\mathbf{3}}/\boldsymbol{s}$$

Ce débit caractéristique Q caractéristique représente le débit de pointe susceptible d'être rejeté lors d'un épisode de surverse. Il sert de base au calcul des flux polluants instantanés.

$$\boldsymbol{Q_p = 0{,}6648 m^3/s}$$

Le fonctionnement du déversoir en régime noyé a été examiné à titre conservatif. Toutefois, les conditions hydrauliques observées sur le site ne permettent pas de considérer un tel régime. En effet, la surverse s'effectue vers un milieu naturel à écoulement libre, sans présence d'un niveau d'eau aval suffisant pour influencer l'écoulement au-dessus du seuil. Le niveau aval est donc considéré négligeable par rapport à la charge amont, ce qui correspond à un écoulement en régime dénoyé. En conséquence, le débit de déversement a été estimé à l'aide de la formule du déversoir à seuil libre.

6.2.2. Détermination des données d'entrée pour le dimensionnement des systèmes

- **Méthode de calcul : adaptation de la méthode de Hazen**
- Principe de la méthode de Hazen

Le rang théorique du percentile recherché est donné par la relation :

$$\boldsymbol{i = p \times N + 0,5} \qquad (\mathbf{2})$$

Application :

$$\boldsymbol{i = p \times N + 0,5 = \ 7,7}$$

- Interpolation linéaire appliquée

Pour N=8 années de suivi, le rang du P90 selon la formule de Hazen est :

$$\boldsymbol{i = p \times N + 0,5 = 7,7}$$

Le (P_{90}) se trouve entre la 7e et la 8e valeur de la série triée.
On part de la 7e valeur, puis on ajoute une partie de l'écart entre la 7e et la 8e valeur :

$$\boldsymbol{(P_{90}) = X_7 + (i - 7)(X_8 - X_7)} \qquad (\mathbf{3})$$

Tableau 10:Calcul des concentrations de dimensionnement par méthode de Hazen adaptée

Point de prélèvement		Période	Valeurs annuelles triées **en mg/L de No_3^-**	Rang i	X_7	X_8	**P_{90} interpollé en mg/L de No_3^-**
Bassins de rejet	PPW	2017-2025	0 ; 0 ; 0 ; 7.39 ; 37.3 ; 37 .84 ; 44.6 ; 60.28	7,7	44.28	60.28	55,58
	TNK		0 ; 0 ; 0 ; 0.44 ; 18.1 ; 36 ; 126 ; 174		126	174	159,6
	HSK		0 ; 0 ; 0 ; 0 ; 0.44 ; 6.68 ; 13.3 ; 149		13.3	149	108,29
Fosse	VIM 1		0 ; 0 ; 0 ; 0 ; 0 ; 39.2 ; 208 ; 235		208	235	226,90

Remarque : Seuls **PPW**, **TNK** et **HSK** (bassins de rejet) seront utilisés pour le dimensionnement du traitement

VIM 1 est présenté à titre de référence comparative (concentration maximale historique)

La prise en compte du point **VIM 1**, correspondant à la fosse active la plus contaminée du site, permet de valider notre approche. Son P_{90} (226,90 mg/L NO_3^-) définit un plafond réaliste, tandis que les points à traiter (55,58 à 159,60 mg/L) restent logiquement inférieurs, confirmant leur cohérence. L'obtention d'un P_{90} représentant 97 % du maximum historique démontre la robustesse et le caractère conservatif, sans excès, de la méthode appliquée. La hiérarchie observée (**VIM 1** > **TNK** > **HSK** > **PPW**) correspond également à la logique des sources (fosses actives > rejets consolidés), renforçant la crédibilité des données.

Tableau 11:Comparaison avec les statistiques descriptives

Point de prélèvement		Max	Moyenne des données sur 8 ans	P_{90} interpollé en mg/L de No_3^-	Ratio P90/Moyenne	Ratio P90/Max
Bassins de rejet	PPW	60.28	23,68	55,58	2,35	0,92
	TNK	174	21,10	159,6	5,13	0,73
	HSK	149	44,44	108,29	3,59	0,92
Fosse	VIM 1	235	60 ,40	226,90	3,76	0,97

Les ratios P90/Max (0,73 à 0,97) montrent que le P90 capture l'essentiel de la contamination sans les extrêmes rares.

6.2.3. Dimensionnement du système de traitement dénitrifiant pour HOUNDÉ

- **Détermination du débit du bioréacteur**

Pour HOUNDE:

$$\mathbf{Qbr} = \mathbf{15\%} \times \mathbf{Qp} \quad (4)$$

$\rightarrow Q_{br}$ = 15% ×0.6648 m³/s

$$\rightarrow \boldsymbol{Q_{br}} = \mathbf{0{,}09972\ m^3/s} \approx \boldsymbol{Q_{br}} = \mathbf{0{,}1\ m^3/s}$$

Pour KARI : Compte tenu de la configuration avec deux bassins indépendants (TNK et HSK), chaque ligne de traitement est dimensionnée séparément avec **Qbr** = 0,1 m³/s, identique à HOUNDE . Ainsi, le site KARI comportera deux chaînes de traitement en parallèle, chacune traitant **0,1 m³/s.**

- **Estimation de la charge polluante**

Formule de base de conversion

$$\boldsymbol{No_3{-}N}\ \left(\frac{\mathbf{mg}}{\mathbf{l}}\right) = \boldsymbol{No_3}\left(\frac{mg}{l}\right) * \mathbf{0,226} \quad (5)$$

Où 0.226 est le rapport massique de l'azote dans l'ion nitrate ($\frac{M_N}{M_{No_3}} = \frac{14}{62} \approx 0.226$)

On détermine les concentrations (No_3–N) qui seront traités

Application numérique : $No_3\text{-}N_{PPW}$ **(mg/l) = 0,226 ×55,58→** No_3**-N (mg/l) = 12,56 (mg N/l)**

$$No_3\text{-}N_{Hsk} \text{ (mg/l)} = 108{,}29 \times 0{,}226 \rightarrow No_3\text{-N (mg/l)} = 24{,}47 \text{ (mg N/l)}$$

$$No_3\text{-}N_{TNK} \text{ (mg/l)} = 159{,}6 \times 0{,}226 \rightarrow No_3\text{-N (mg/l)} = 36{,}07 \text{ (mg N/l)}$$

Notre objectif de conception est de 35 mg/L de nitrates, ce qui nous permet de satisfaire simultanément la norme nationale (basée sur l'Organisation Mondiale de la Santé) et les standards internationaux de (l'USEPA) **United States Environmental Protection Agency**, qui impose une limite de **10 mg/L d'azote nitrique (** $No_3\text{-}N_{cible}$ **)** pour la protection des eaux souterraines, un seuil de sécurité rigoureux que notre système de traitement passif vise à atteindre pour minimiser l'impact environnemental de la mine de HOUNDE garantissant ainsi un rejet sans risque pour l'environnement

$$No_3\text{-}N_{cible} \text{ (mg/l)} = 35 \times 0{,}226 \rightarrow No_3\text{-N (mg/l)} = 7{,}91 \text{ (mg N/l)}$$

- **Calcul des charges azotées journalières à éliminer**

La charge azotée journalière de chaque site est déterminée par la formule suivante :

$$Charge_N = Q_{br} \times (No_3\text{-}N_{entrée} - No_3\text{-}N_{cible}) \times 86400$$

- **Site HOUNDÉ (Bassin PPW):**

$$Charge_N = 0{,}0498 \times (12{,}56 - 7{,}91) \times 86{,}4 = \textbf{20 kg/ N/jour}$$

- **Site KARI (Bassins TNK et HSK)**

$$Charge_N\ (TNK) = 0{,}0498 \times (36{,}07 - 7{,}91) \times 86{,}4 = \textbf{121,2 kg /N/jour}$$
$$Charge_N\ (HSK) = 0{,}0498 \times (24{,}47 - 7{,}91) \times 86{,}4 = \textbf{71,25 kg /N/jour}$$

6.2.4. Dimensions du bassin de rétention (BRD)

Les dimensions du bassin de rétention sont consignées dans le tableau

Tableau 12:Caractéristiques des bassins de rétention des sites KARI et HOUNDE

Caractéristiques	HOUNDE	KARI
Bassins amont	PPW	TNK et HSK
Qp total (m^3/s)	0,6648	1.336
Temps tampon (h)	8	8
Forme recommandée	Cylindrique	Cylindrique
Volume BRD (m^3)	7518,71	7518,71
Diamètre (m)	35	35
Hauteur eau (m)	7,6	7,6m
Hauteur totale (m)	8,0	8,0
Surface sol (m^2)	989,3	989,3

- **Logique de fonctionnement**

L'architecture du Bassin de Réception et de Décantation (BRD) repose sur une gestion automatisée par seuils critiques, garantissant à la fois la sécurité des installations et l'efficacité du transfert vers le traitement. Le pilotage est assuré par des sondes de niveau à contrôle continu qui régulent l'activité des équipements de pompage : en deçà de **20 %** de remplissage, la pompe **P1** (débit de **0,05 m^3/s**) est mise à l'arrêt pour assurer sa protection thermique, tandis qu'elle alimente prioritairement le Bassin Tampon (BT) dans la plage normale de fonctionnement (**20-95 %**). Dès que le niveau atteint **70 %** avec une forte capacité en amont, la pompe **P2** (**0,12 m^3/s**) s'active pour permettre une recirculation conditionnelle de l'effluent, optimisant ainsi le temps de séjour. Sur le plan hydraulique, elle favorise la création d'un un mélange naturel, tandis qu'un déversoir d'urgence sécurise l'ouvrage dès le seuil de **95 %** par une évacuation gravitaire vers la fosse de secours.

6.2.5. Le Bassin Tampon (BTI)

- **Calcul du volume**

Ce volume est identique pour HOUNDE et KARI, car le débit cible vers le bioréacteur reste le même **(0,05 m³/s)**, indépendamment du nombre de bassins amont.

$$Volume_{BTI} = Q_{BR} \times Temps_{autonomie} = 0{,}1 m^3/s \times (24 \times 3600s) = 8640 m^3$$

En conservant la forme cylindrique pour homogénéité avec le BRD :

$$Volume_{BTI} = \pi \times R^2 \times h \quad (9)$$

Hypothèses de conception :

- Hauteur utile : 6,0 m
- Revanche de sécurité : 0,5 m
- Hauteur totale : 6,5 m

Calcul du diamètre : $D = 2 \times \sqrt{\frac{8640}{\pi \times 6}} \approx 21{,}4m$

Tableau 13:Caractéristiques du BT des sites HOUNDE et KARI

Paramètre	HOUNDE	KARI
Volume (m³)	8640	Volume (m³) : 8640 (pour chaque BTI) → Total Kari : 17280 m³ (2 × 8640)
Diamètre (m)	21,4	21,4
Hauteur eau (m)	6,0	6,0
Hauteur totale (m)	6,5	6,5
Surface sol (m²)	707	707

- **Logique de fonctionnement**

La gestion hydraulique du Bassin Tampon (BT) est pilotée par quatre seuils de référence garantissant la continuité du flux vers le bioréacteur. Sous le seuil critique de 20 %, une alerte "Niveau Bas" déclenche l'activation prioritaire de la pompe P1 depuis le BR pour reconstituer la réserve. La plage comprise entre 20 % et 80 % constitue la zone de fonctionnement nominale. Au-delà de 80 %, un asservissement commande l'arrêt automatique de la pompe P1 par mesure de sécurité contre les débordements. Enfin, un seuil d'alerte haute est fixé à 90 %, imposant une intervention immédiate de l'opérateur pour vérification du système.

Le Bassin de Rétention (BR) ainsi que le Bassin Tampon(BT) placés juste après les bassins de collecte joueront le rôle de barrière contre les chocs hydrauliques et de régulation des débits pour protéger le bioréacteur.

6.2.6. Dimensionnement des ouvrages de prétraitement

Pour le dimensionnement du dégrilleur on utilise les paramètres suivants :

- **Le dégrilleur**

Tableau 14:Les Paramètres d'entrées pour le dimensionnement du dégrilleur

Paramètres	Choix	Justification
Type de nettoyage	Mécanique	Pour traitement continu
Angle d'inclinaison (α)	80°	Cours : α = 80° si nettoyage mécanique
Vitesse de passage (V)	1,2 m/s	(1,2 à 1,4 m/s) si mécanique
Écartement barreaux (e)	20 mm	Grille moyenne (10-25 mm)
Coefficient C	0,55	(0,5 à 0,6) pour mécanique
Hauteur max eau (t)	0,35 m	≤ 0,4 m
Forme barreaux	Rectangulaire	

- Calculs hydraulique

Les dimensions du dégrilleur sont donc consignées dans le tableau suivant :

Tableau 15:Caracteristiques du dégrilleur pour les sites de HOUNDE et KARI

Paramètre	Formule	Application numérique	Résultats
Section utile (S_u)	$\text{Su} = \frac{Q}{V}$ (10)	$\text{Su} = \frac{0,1}{1,2}$	0,083m²
Section mouillée (S_m)	$Sm = \frac{Su}{1-C}$ (11)	$S_m = \frac{0,083}{1-0,55}$	0,18m²
Largeur utile (b)	$b = \frac{S_m}{h}$ (12)	$b = \frac{0,18}{0,35}$	0,51m
Longueur oblique (L_o)	$Lo = \frac{h}{sin80}$ (13)	$L_o = \frac{0,35}{sin80}$	0,355 m
nombre de barreaux	$L = n \times a + (n+1) \times e$ (14) avec L = b = 510 mm	$510=10n+20(n+1)$ $510=30n+20$ $n=(510-20)/30n$	n=16.33→n=16 barreaux
Nombre d'espacement	$Ne = Nb + 1$ (15)	Ne = 16+1	17
Section nette réelle	$Snet = Ne \times e \times h$ (16)	$S_{net}=17\times0,020\times0,35$	0.119 m²
Vitesse réelle de passage	$Vréelle = \frac{Q}{S_{net}}$ (17)	$V_{réelle} = \frac{0,1}{0,119}$	0,84 m/s

La vitesse réelle de **0.84** m/s se situe bien dans la plage recommandée de 0.6 à 1.0 m/s, confirmant la validité du dimensionnement.

5.2.7. Dimensionnement du dessableur à écoulement horizontal

Le dimensionnement du déssableur statique repose sur un débit régulé de **0,1m³/s** (soit **180 m³/h**) issu du dégrilleur. L'objectif est la capture des particules de sable de diamètre supérieur ou égal à **0,2 mm**, dont la vitesse de sédimentation (vitesse de chute de Stokes) est estimée à **70 m/h** soit **0 .01944** m/s.

Pour garantir une efficacité optimale tout en évitant la décantation des matières organiques indésirables, les critères hydrauliques suivants ont été retenus conformément aux règles de l'art (Degrémont) :

- **Temps de séjour (T_s) :** fixé à **60 secondes**, valeur médiane recommandée pour assurer le dépôt des sables ;
- **Vitesse horizontale (V_h) :** maintenue à **0,3 m/s**, seuil critique empêchant la sédimentation des particules organiques légères.

  Et les conditions suivantes doivent être vérifiés :

- **Condition 1** : Chute de la particule avant la fin du déssableur

$$\frac{L}{V_h} \geq \frac{h}{V_c} \rightarrow$$
$$L \geq \frac{V_h \times h}{V_c} \qquad (18)$$

- **Condition 2** : La matière organique ne doit pas décanter

$$Vh = \frac{Q}{l \times h} = 0.3 \times (\frac{\mathrm{m}}{\mathrm{s}}) \qquad (19)$$

Tableau 16:Caractéristiques du dessableur à écoulement horizontal

Calcul	Formule	Application	Résultat	Validation
Vitesse horizontale réelle	$V_h = \frac{Q}{l \times h}$ (20)	$V_h = \frac{0,1}{1 \times 0,4}$	0.25m/s	**OK** V_h<0.3 m/s
Longueur minimal (L_{min})	$L_{min} = \frac{Q}{Vc \times l}$ (21)	$L_{min} = \frac{0,1}{0.01944 \times 1}$	5,14m	-
Volume pour Ts=60s	$Veau = Q \times 60$ (22)	*Veau*= 0,1×60	$6m^3$	-
Longueur corrigée	$L = \frac{Veau}{h \times l}$ (23)	$L = \frac{6}{0,4 \times 1}$	15m	Longueur retenue
Surface réelle	$S = L \times l$ (24)	S= 15 ×1	$15m^2$	
Temps de séjour réel	$Ts = \frac{l \times L \times h}{Q}$ (25)	$T_s = \frac{15 \times 0,4}{0,05}$	120s	Conforme à l'intervalle
Vérification Cond. 1	$L \geq \frac{V_h \times h}{V_c}$	$L \geq \frac{0,25 \times 0,4}{0.01944}$	$15 \geq 5,14\ m^2$	Condition respectée
$T_{traversée}$	$T_{traversée} = \frac{L}{V_h}$	$T_{traversée} = \frac{15}{0,125}$	120s	$T_{chute} \leq T_{traversée}$
T_{chute}	$T_{chute} = \frac{H}{V_c}$ (27)	$T_{chute} = \frac{0,4}{0,01944}$	20,57s	Une particule de 0,2 mm qui entre au sommet de la hauteur d'eau aura totalement sédimenté

6.2.8. Dimensionnement du décanteur primaire circulaire

Les données de conception du décanteur sont :

- Le débit Q= 0,1 m^3/s=360 m^3/h
- Le temps de séjour T_s= 1h30
- La vitesse de chute V_c = 3m /h
- La hauteur du bassin H= 3m (2,5 ; 5m)
- La vitesse ascensionnelle sera comprise entre 1 et 2 m^3 / m^2/h

❖ **Calculs dimensionnement**

Les dimensions finales du décanteur primaire circulaire sont donc

Tableau 17:Caractéristiques du décanteur primaire circulaire

Calcul	Formule	Application	Résultat
Volume	$V = Q \times T_s$ (28)	V =360×1h30	540m^3
Surface requise	$S = \frac{Q}{Va}$ (29)	S=$\frac{360}{1,59}$	226m^2
Diamètre calculé	$D = 2 \times \sqrt{\frac{S}{\Pi}}$ (30)	D=2× $\sqrt{\frac{226}{\Pi}}$	8,48 m
Rayon	$R = \frac{8,48}{2}$ (31)	R=8,48/2	4,24m
Volume réel	$V_{reel} = R^2 \times 3,14 \times h$ (32)	V_{reel}=3,14× (17,97)×3	V_{reel}= 169,27m^3
Temps séjour réel	$T_r = \frac{V}{Q}$ (33)	$T_r = \frac{169,27}{180}$	0,94h

Il faut vérifier que :

$$\boldsymbol{Q_{ld} = \frac{Q}{3,14 \times \emptyset_{ld}} \leq 15 \text{ à } 20 \frac{m^3}{m}/h} \quad (34)$$

Application numérique : Q_{ld} =$\frac{360}{3,14 \times 12}$ =**9,55** m^3 / m / h ≤ 15 à 20 m^3 / m / h ce qui vérifie la relation .

6.2.9. Dimensionnement du bioréacteur de dénitrification

- **Sélection du Substrat Carboné : Les Coques de Karité**

Le choix du média carboné constitue un élément central dans le fonctionnement des systèmes de dénitrification passive, car il influence à la fois l'apport de carbone biodisponible, la stabilité hydraulique de l'ouvrage et sa durée de vie.

À l'échelle internationale, le bois de chêne (*Quercus*) est largement considéré comme le substrat de référence, en raison de sa teneur élevée en lignine et de sa longévité, généralement supérieure à dix ans (Greenan et al., 2006 ; Jaynes et al., 2008).

Dans le contexte sahélien, et plus particulièrement sur le site de Houndé Gold Operation, les coques de karité (*Vitellaria paradoxa*) ont été retenues comme alternative locale au chêne. Ces coques présentent plusieurs caractéristiques physico-chimiques et mécaniques compatibles avec une utilisation comme substrat carboné en dénitrification biologique :

- **Forte teneur en carbone lignocellulosique**, assurant une libération progressive du carbone nécessaire à l'activité des bactéries dénitrifiantes (Bazongo et al., 2024) ;
- **Cinétique de biodégradation modérée**, comparable à celle des substrats ligneux conventionnels, favorisant un fonctionnement sur le long terme ;
- **Bonne stabilité mécanique**, avec une résistance à la compression estimée à 662 kPa (Nanema, 2021), garantissant le maintien de la structure poreuse sous écoulement prolongé ;
- **Disponibilité locale importante**, permettant de réduire significativement les coûts d'approvisionnement et de transport ;
- **Intégration dans une logique d'économie circulaire**, en valorisant un sous-produit agro-industriel abondant, contribuant ainsi à la durabilité environnementale du projet.

Pour cette application, les coques de karité seront utilisées avec une granulométrie comprise entre 10 et 40 mm, afin d'assurer :

- Une porosité adéquate du massif filtrant ;
- Un temps de séjour hydraulique stable ;
- Une limitation des risques de colmatage ;
- Une surface spécifique favorable au développement du biofilm bactérien.

Ce choix granulométrique correspond aux plages couramment recommandées pour les bioréacteurs dénitrifiants à substrat solide, similaires à celles utilisées pour les copeaux de bois (Schipper et al., 2010 ; Christianson et al., 2021).

Toutefois, compte tenu du caractère innovant de ce substrat pour une application industrielle de dénitrification passive, une phase de validation expérimentale est recommandée afin de déterminer :

- La cinétique réelle de dénitrification ;
- La durée de vie effective du substrat ;

- Les éventuels relargages initiaux de carbone ou de composés organiques

❖ Temps de Rétention Hydraulique (TRH) : Le Compromis Optimal

Le Temps de Rétention Hydraulique (TRH) constitue le paramètre de conception le plus critique, car il régit le temps de contact entre l'effluent et le substrat carboné. La littérature scientifique établit une corrélation directe entre la durée de séjour et le taux d'abattement de l'azote (Chun et al., 2009 ; Greenan et al., 2009).

L'analyse des retours d'expérience permet de distinguer deux seuils de performance :

- **Insuffisance cinétique :** Un TRH inférieur à 5 heures limite l'abattement à une plage comprise entre 10 % et 40 %, faute d'un temps de contact suffisant pour consommer l'oxygène dissous et initier la phase d'anoxie.
- **Optimisation complète :** Un TRH compris entre 15 et 19 heures permet généralement d'atteindre une élimination quasi complète (100 %) des nitrates.

Toutefois, le choix du TRH doit répondre à un compromis délicat. Si des temps de séjour trop courts empêchent la dénitrification, des temps excessivement longs induisent les conséquences suivantes :

- Potentiels d'oxydoréduction (ORP) très bas
- Conditions ultra-anaérobies favorisant :
    - Réduction des sulfates (SO_4^{2-} en H_2S)
    - Méthylation du mercure (Blowes et al., 1994 ; Robertson & Merkley, 2009)

Pour notre étude, un Temps de Rétention Hydraulique (TRH) cible de **8 à 10 heures** a été adopté. Ce dimensionnement s'appuie sur les conditions thermiques tropicales du Burkina Faso, où les températures moyennes supérieures à 25 °C dynamisent la cinétique biologique par rapport aux zones tempérées (Cameron et Schipper, 2010 ; Christianson, 2011). Cette accélération est régie par le coefficient Q10, dont la valeur proche de 2 pour ces systèmes (Robertson et Merkley, 2009) indique un doublement de la vitesse de dénitrification pour chaque hausse de 10 °C. Ce TRH optimisé garantit une épuration efficace tout en prévenant les risques de conditions ultra-anaérobies liés à une stagnation prolongée.

❖ Cinétique des Réactions et Autorégulation

La compréhension de la cinétique enzymatique est déterminante pour prévoir la performance du bioréacteur face aux variations de charge polluante. La littérature scientifique (Metcalf & Eddy, 2003 ; Chun et al., 2009) distingue deux régimes de fonctionnement selon la concentration en nitrates No_3-N .

➢ La cinétique d'ordre zéro

Selon les travaux de **Robertson (2010)** et **Schipper et al. (2010b)**, les systèmes à l'échelle réelle traitant des concentrations élevées (comme celles de HGO, allant jusqu'à 49 mg No_3-N suivent une cinétique d'ordre zéro.

- **Principe :** La vitesse de dénitrification est constante et maximale (V_{max}), car les sites actifs des bactéries sont saturés par l'abondance des nitrates.
- **Avantage pour HGO :** Ce régime garantit une **robustesse aux pics de pollution**. Si la concentration augmente soudainement lors d'une surverse, le bioréacteur maintient son taux d'élimination maximal sans être déstabilisé.

➢ La cinétique d'ordre 1

À l'inverse, **Chun et al. (2009)** et **Leverenz et al. (2010)** suggèrent que pour des concentrations plus faibles (< 20-35 mg No_3-N /L) ou des températures réduites, la vitesse peut devenir proportionnelle à la concentration présente.

- **Principe :** La vitesse de réaction devient proportionnelle à la quantité de nitrates disponible ; elle ralentit à mesure que l'eau s'appauvrit en azote.
- **Avantage opérationnel :** Ce ralentissement agit comme un **frein de sécurité biologique**. En évitant l'épuisement total des nitrates, le système empêche les bactéries de s'attaquer aux sulfates présents dans l'eau. Cela prévient la formation de sulfure d'hydrogène (**H2S**), responsable des odeurs d'œuf pourri et de la méthylation du mercure (Hudson et Cooke, 2011).
- Ainsi, le système assure un traitement optimal des effluents de HGO sans nécessiter de pilotage humain complexe, tout en prévenant les risques de nuisances olfactives.

❖ **DYNAMIQUE MICROBIENNE**

➢ Colonisation et Résilience du Biofilm

Le succès de la dénitrification au sein du bioréacteur repose sur l'établissement d'une communauté microbienne robuste et résiliente. Bien que le dimensionnement soit basé sur des paramètres hydrauliques, sa performance réelle est dictée par les mécanismes biologiques suivants :

➢ **Inoculation naturelle et résilience thermique**

Les bactéries dénitrifiantes sont ubiquistes (naturellement présentes dans l'environnement). L'expérience démontre qu'aucune inoculation industrielle n'est requise, ce qui simplifie la mise en service. Pour accélérer la phase de démarrage, un apport symbolique de terre locale sera effectué (**environ 1 kg)** lors de la mise en service (Blowes et al., 1994). À HOUNDE, les températures tropicales (> 25°C) constituent un catalyseur biologique majeur, favorisant une croissance microbienne et une colonisation du média nettement plus rapides que dans les installations situées en zones tempérées.

➢ **Localisation et protection du biofilm**

La dénitrification ne se limite pas à la surface externe des coques de karité. L'activité biologique pénètre de plusieurs millimètres à l'intérieur de la structure poreuse et ligneuse du substrat. Cette colonisation interne présente deux avantages majeurs pour le dimensionnement :

- **Augmentation de la surface spécifique :** Elle multiplie la surface d'échange effective entre l'eau et la biomasse.
- **Protection contre le lessivage :** En cas de variation brutale du débit, les colonies bactériennes logées dans les macropores des coques sont protégées de l'arrachement physique, garantissant la stabilité du traitement.

❖ **ARCHITECTURE ET CONTRÔLE HYDRAULIQUE**

➢ Gestion Adaptative Saisonnière

Bien que le climat tropical soit un atout pour l’implantation de notre système dénitrifiant, les fluctuations thermiques saisonnières notamment les nuits fraîches de la saison sèche conservent une influence sur l'activité biologique. Pour pallier cette variabilité, une gestion saisonnière du

temps de rétention, telle que préconisée par Christianson (2011), s'avère pertinente. Ce pilotage opérationnel permet de réduire la sensibilité du système aux changements de température en ajustant la durée de contact entre l'effluent et le substrat.

- **En période de basses températures** : Il est recommandé d'opter pour un temps de rétention plus long (Robertson et al., 2005a). Grâce à nos structures de régulation en sortie (boîtes à batardeaux), nous pourrons relever le niveau d'eau pour augmenter le TRH et compenser le ralentissement de la dénitrification.
- **En période chaude** : Les températures maximales accélèrent l'élimination des nitrates, ce qui permet de traiter des débits plus élevés tout en maintenant une conformité stricte vis-à-vis des normes de l'USEPA.

Cette architecture opérationnelle transforme une contrainte climatique en un paramètre ajustable, garantissant la robustesse du système face aux variations saisonnières du Burkina Faso.

❖ **Structures de Contrôle**

La performance du bioréacteur repose sur une distribution uniforme du flux et une maîtrise rigoureuse du niveau d'eau. Deux structures spécifiques ont été dimensionnées à cet effet.

➢ Structure d'entrée et de répartition

L'objectif est d'injecter l'effluent sur toute la largeur du réacteur pour éviter les chemins préférentiels (court-circuitage hydraulique).

- **Regard de répartition :** Un ouvrage en béton reçoit le débit régulé du BRT (0,0498 **m^3/s)**
- **Collecteur perforé :** En sortie du regard, une conduite en PVC haute densité (PEHD) perforée est installée transversalement sur toute la largeur du bassin.
- **By-pass de sécurité :** Un déversoir de décharge est intégré pour dévier tout excédent accidentel, protégeant ainsi le média filtrant contre l'érosion physique.

➢ La structure de sortie et de régulation du niveau

C'est l'organe le plus critique pour la gestion adaptative mentionnée précédemment. Elle garantit que le substrat reste en permanence **immergé** (conditions anoxiques).

- **La Boîte à batardeaux (Water Level Control Structure) :** Située à l'extrémité du bioréacteur, elle permet de régler la hauteur d'eau grâce à des planches amovibles (batardeaux). Pour le fonctionnement opérationnel **:**

    - **En période de fort débit :** On ajoute des batardeaux pour faire monter le niveau d'eau, augmentant ainsi le volume utile pour maintenir un TRH de 10h.
    - **En période d'étiage :** On retire des batardeaux pour abaisser le niveau si nécessaire, évitant ainsi un temps de stagnation trop long propice aux odeurs de H2S.

- **Collecteur de sortie :** Similaire à l'entrée, un drain perforé au fond du bassin collecte l'eau traitée avant de l'acheminer hors du bioréacteur.

➢ Étanchéité et protection

Pour prévenir toute infiltration d'effluents nitratés vers les sols vierges de HOUNDE :

- **Étanchéité :** Pose d'une géo-membrane en PEHD de 1,5 mm sur toute l'emprise.
- **Protection :** Un géotextile anti-poinçonnement est placé entre la membrane et le média carboné pour éviter toute déchirure lors des opérations de maintenance.

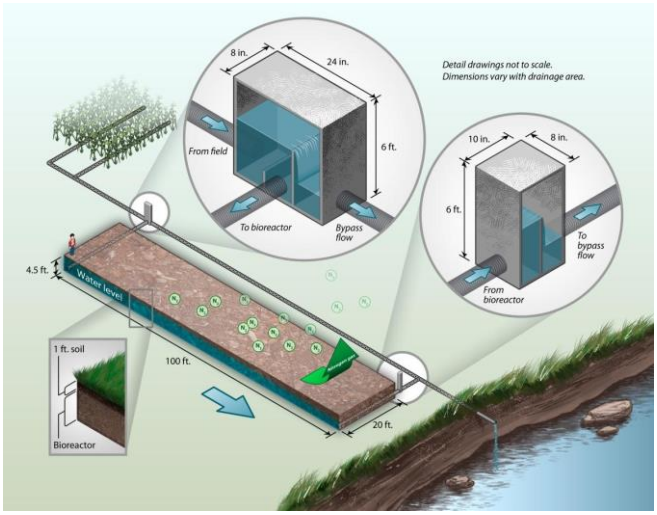


Figure 11 : ouvrages de régulation

6.2.10. Synthèse du dimensionnement hydraulique (Sites de HOUNDE et KARI)

Pour garantir une efficacité de dénitrification optimale dans le contexte climatique de l'Ouest du Burkina Faso, les paramètres suivants ont été appliqués aux deux bioréacteurs :

Tableau 18:Paramètres de dimensionnement du bioréacteur

Paramètre	Symbole	Unité	Valeur	Justification / Source
Débit de conception en (s)	Q_{br}	m^3/s	0,1	Débit de surverse régulé par le BRT
Débit de conception en (h)	Q_{br}	m^3/h	360	Conversion $\mathbf{Q_{br} \times 3600}$ (35) (Pour cohérence avec le TRH).
Temps de rétention Hydraulique	TRH	h	10	Compromis idéal (Christianson et al., 2011)
Volume d'eau	V_e	m^3	3600	Capacité d'eau nécessaire dans le bioréacteur $\mathbf{Q_{br} \times TRH}$ (36)
Porosité de sécurité	n	-	0,7	Mesure de prudence contre le tassement (Nanema, 2021).
Volume totale	V_{totale}	m^3	5142,85	Volume de terrassement requis ($\frac{Ve}{n}$ (37)

Afin d'optimiser l'emprise au sol et la distribution du flux, les dimensions pour **chaque site** (HOUNDE et KARI) sont fixées comme suit :

Tableau 19: Dimensions du bioréacteur retenues pour chaque site

Dimension	Symbole	Valeur	Unité	Note technique
Profondeur	H	1,5	m	Profondeur garantissant conditions anoxiques (Christianson et al., 2011) (1,2 à 1,5)
Largeur	l	25	m	Pour une répartition uniforme du flux.
Longueur	L	70	m	Calculée : V_{totale} / (l* h) = 137 m, arrondie à 140 m
Pente du fond	s	0,5	%	Pour faciliter le drainage et la maintenance.

Ainsi, les dimensions caractéristiques des bioréacteurs sur les deux sites sont :

Tableau 20: Caractéristiques des bioréacteurs pour les sites HOUNDE et KARI

Paramètre	HOUNDÉ (PPW)	KARI (TNK)	KARI (HSK)	Commentaire
$\boldsymbol{Q_{br}}$ (m³/s)	0,1	0,1	0,1	Identique
[NO_3^-] P90	55,58	159,60	108,29	Différent
Charge N (kg/j)	20,1	121,7	71,5	Proportionnel à [NO_3^-]
Volume BR (m³)	5142,85	5142,85	5142,85	IDENTIQUE
Dimensions	140×25×1,5m	140×25×1,5m	140×25×1,5m	Standardisé
TRH théorique	10 h	10 h	10 h	Base dimensionnement
Porosité	70%	70%	70%	Sécurité tassement

En l'absence de données cinétiques spécifiques au karité, le dimensionnement basé sur le TRH constitue l'approche la plus rigoureuse scientifiquement. Cette méthode, validée par Christianson et al. (2011), permet un déploiement sécurisé tout en permettant des ajustements ultérieurs basés sur le monitoring opérationnel .Ce choix a conduit à la standardisation des unités de traitement sur les sites de HOUNDE et KARI, permettant de déployer des infrastructures aux dimensions identiques traitant un débit constant de 0,05m^3/s. Cette approche pragmatique implique une variabilité naturelle des performances d'abattement selon

la charge polluante de chaque bassin : si le site de PPW à HOUNDE devrait présenter un taux d'élimination élevé grâce à sa charge modérée, le bassin HSK affichera un abattement correct, tandis que celui de TNK est d'ores et déjà identifié comme un point critique nécessitant un suivi renforcé en raison de sa forte concentration azotée. Cependant ces écarts pourront être recadrer grâce à la boîte à batardeaux et le TRH pourra être ajusté en conditions réelles par simple relèvement du plan d'eau, permettant ainsi au système de s'adapter aux spécificités cinétiques de chaque site et de garantir une conformité environnementale durable. De plus, cette stratégie de standardisation offre des avantages opérationnels majeurs, notamment une simplification des procédures de construction, un approvisionnement en média carboné centralisé et une maintenance uniforme.

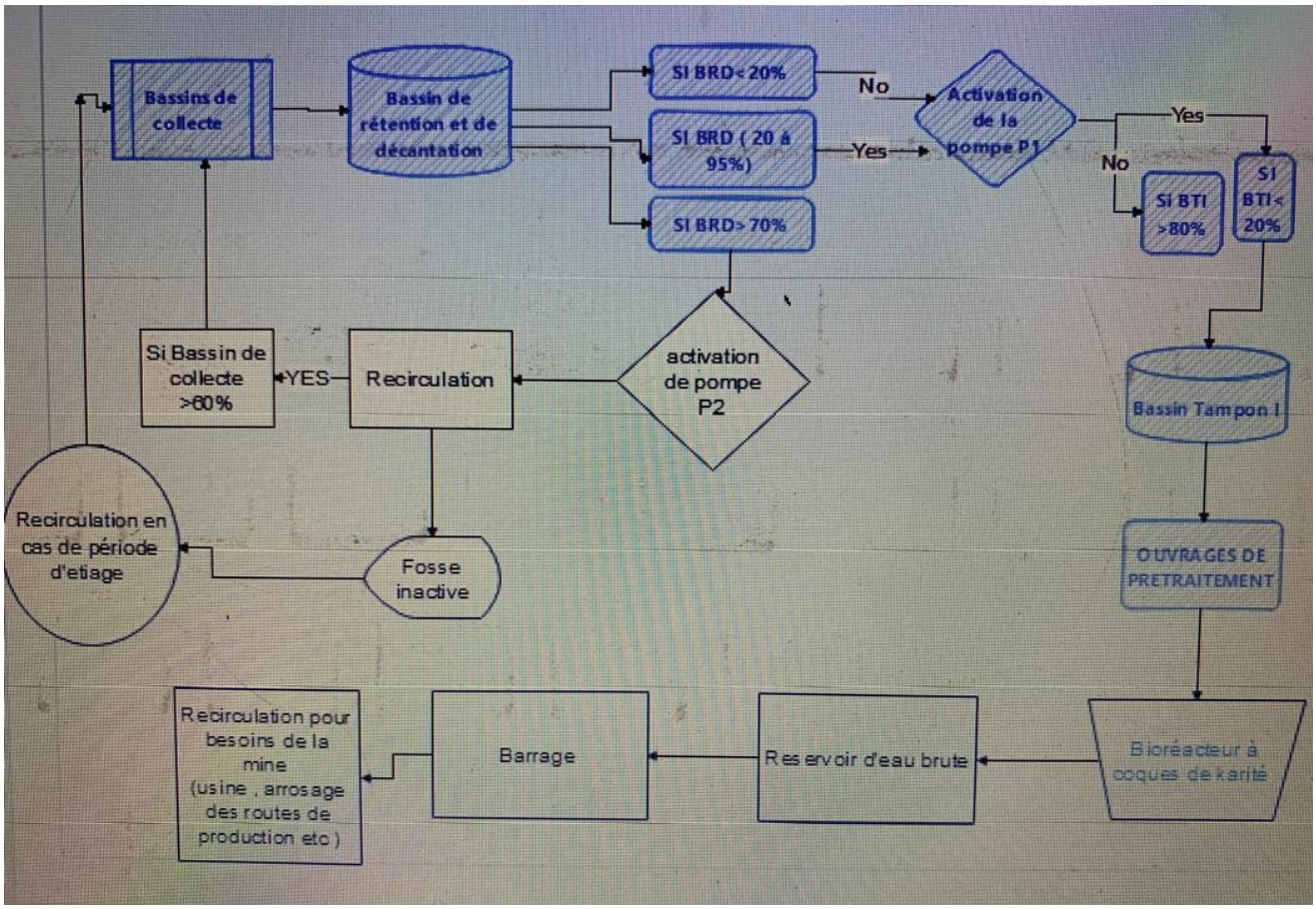


Figure 12: Schéma global du système de traitement biologique proposée , source (Wonder Share edrawmax)

6.3. Contexte de sortie du bioréacteur

Bien que le bioréacteur assure l'essentiel de l'abattement nitrique, l'effluent de sortie présente deux caractéristiques requérant une attention particulière :

• **Résidus de carbone organique (DCO)** issus de la décomposition progressive des coques de karité

• **Déficit marqué en oxygène dissous** inhérent aux conditions anoxiques strictes nécessaires à la dénitrification

Plutôt que de recourir à des traitements tertiaires énergivores ou à des ouvrages de stockage supplémentaires, notre conception propose une **intégration intelligente au circuit minier existant**. Les effluents traités sont réinjectés **par gravité** dans le réseau hydraulique de la mine, exploitant ainsi la topographie naturelle du site.

Les avantages de cette approche sont multiples :

- **Ré-oxygénation naturelle optimisée** : L'écoulement gravitaire sur plusieurs centaines de mètres génère une turbulence qui restaure les teneurs en O_2 à des niveaux compatibles avec les usages industriels ($\geq$ 5 mg/L).
- **Économie d'infrastructure significative** : Aucun bassin de stockage intermédiaire n'est nécessaire ; l'eau rejoint naturellement le bassin récepteur existant à l'exutoire.
- **Valorisation en circuit fermé** : Collectée dans ce bassin, l'eau est remise en circulation vers les différents besoins opérationnels (abattage des poussières, lavage des équipements, dilution des réactifs), réalisant ainsi une **économie circulaire complète**.
- **Simplicité et robustesse opérationnelle** : Cette intégration utilise des équipements et procédures déjà maîtrisés par le personnel, minimisant les risques et les besoins de formation.
- **Performance économique** : Suppression des coûts de traitement tertiaire, réduction de la consommation d'eau neuve, et élimination des rejets externes.

Cette stratégie de restitution transforme une contrainte environnementale en un levier d'efficience opérationnelle pour la mine de HOUNDE. En substituant le traitement mécanique par une valorisation hydraulique passive, le système garantit non seulement une eau conforme et revitalisée, mais renforce également la résilience hydrique des sites de HOUNDE et KARI. Finalement, cette approche "zéro rejet externe" scelle l'engagement du projet dans une gestion

durable et circulaire de la ressource en eau, garantissant une intégration harmonieuse du procédé dans l'écosystème minier global.

7. Etude des couts d'investissement

La faisabilité technique d'un projet environnemental ne peut être dissocié de sa viabilité économique. Dans le contexte industriel minier, les décisions d'investissements sont soumises à une rigoureuse analyse cout-bénéfice.

Cette section présente donc l'évaluation économique préliminaire du système de traitement des eaux à forte concentration azotée proposé pour les sites HOUNDE et KARI de HGO.

L'objectif est de quantifier approximativement l'investissement initial (CAPEX) nécessaire à la mise en œuvre des différentes unités de traitement, permettant ainsi d'évaluer la faisabilité financière globale de la solution technique proposée.

Tableau 21 : estimation financière du système de traitement proposé

Catégorie	Site	Caractéristiques	Composants principaux	Cout estimatif en FCFA
Bassin de rétention (BRD)	HOUNDE	VOLUME =7518,71m^3, $\emptyset = 35m$, H= 8m	Terrassement , béton armé , géo membrane , 2 pompes (P1et P2), vannes contrôle	45 112 260
	KARI	Volume =15037,42 m^3, $\emptyset$ =40m H=8m	Terrassement , béton armé , géo membrane , 2 pompes (P1et P2), vannes contrôle	90 224 520
Bassin Tampon (BTI)	HOUNDE	Vol =8640m^3, $\emptyset$ =30 m ,H =6,5m	Béton armé , système de pompage contrôle automatisé sondes de niveau	25 920 000
	KARI		2 unités identiques pour les lignes TNK et HSK	51 840 000
Chaine de prétraitement	Par site	Dégrilleur , dessableur , décanteur	Dégrilleur mécanique , bac à sable , décanteur primaire avec racleur , pompes	150 000 000 / chaine
Bioréacteur	HOUNDE	140m*25m*15m	Terrassement , géo membrane , géotextile , boite à batardeaux ,drains	90 000 000

	KARI	2*(70m*25m*15m)	Deux unités identiques	180 000 000
Média Filtrant (coques de karité)	Par bioréacteur	Volume de média =1800 m^3 pour environ une porosité de 0,7	Achat , transport , mise en place des coques de karité	Entre (18 et 54) millions
Canalisations de contrôle	Tous sites	Réseau entre ouvrages (PEHD, diam= 200 à 500 mm	Tuyauterie , PEHD ,vannes ,regards ‘armoires électriques câblages	200 000 000
Génie civil , supervision et essais	Tous sites	Voirie , clôture , drainage local technique	Terrassement finition, clôture grillagée, drainage périmétrique, local (50m²). Terrassement et finitions , clôture grillagée etc.	390 000 000
IMPREVUS	-	-	Marges pour aléas et variations de prix	585 000 000
CAPEX total hors média karité	-	-	2 126 096 780	-
CAPEX total avec média karité	-	-	2 136 736 780	En intégrant le média 2000 FCFA / m^3

Cette analyse financière préliminaire valide que la solution technique proposée est techniquement réalisable et économiquement envisageable pour HGO. La prochaine étape consisterait en une étude de faisabilité détaillée incluant des appels d'offres auprès de fournisseurs, une modélisation précise des OPEX, et une analyse complète cout-bénéfice intégrant les aspects réglementaires, environnementaux et sociaux.

8. Notice d'impact environnemental et social

Dans le cadre conceptuel et académique de ce mémoire, visant la conception d'un système de traitement, une réflexion sur les impacts potentiels a été menée. Une notice d'impact Environnemental et Social (NIES) théorique ANNEXE 7 a été élaborée suivant l'esprit des principes de durabilité . Il est important de noter qu'il ne s'agit pas d'une (EIES) formelle, qui serait légalement requise pour la réalisation du projet.

L'objectif de la NIES présenté identifie les enjeux principaux (environnementaux, sociaux, économiques) et esquisse un cadre de mesures d'atténuation et de bonnes pratiques.

9. Limites et incertitudes de l'étude

Cette conception robuste s'accompagne nécessairement de limites et d'incertitudes qu'il convient de reconnaître pour une mise en œuvre éclairée.

La principale limite technique réside dans l'absence de données cinétiques spécifiques au média choisi. Le dimensionnement du bioréacteur s'appuie sur un Temps de Rétention Hydraulique (TRH) générique de **10 heures**, extrapolé de la littérature sur des substrats ligneux. Les performances réelles d'abattement (exprimées en g N/m^3 /jour) des coques de karité restent à valider empiriquement. De même, l'analyse diagnostique de l'origine des nitrates, bien qu'étayée par une corrélation statistique forte entre NO_3^- et SO_4^{2-}, aurait pu être renforcée par des investigations plus poussées (analyses isotopiques $\delta^{15}N$ et $\delta^{18}O$) pour discriminer de manière irréfutable la signature des explosifs.

Par ailleurs, le modèle hydraulique repose sur des hypothèses de fonctionnement (régime dénoyé des déversoirs, coefficient de sécurité) qui, bien que prudentes, pourraient être affinées par un monitoring hydrométrique continu préalable. Enfin, la performance globale du système est conditionnée à l'efficacité du prétraitement (réduction de MES < 30 mg/L) et au maintien

des conditions anoxiques strictes dans le bioréacteur. Toute défaillance à ces étapes représenterait un risque pour la durabilité et l'efficacité du traitement.

10.Perspectives et recommandations

Pour transformer cette étude de conception en un projet opérationnel réussi et durable, les perspectives et recommandations suivantes sont proposées :

- **Validation expérimentale et monitoring scientifique (Recommandation prioritaire)** : Avant la construction à grande échelle, il est impératif de déployer un pilote à échelle réduite (container ou petit bassin) alimenté par l'effluent réel. Cet outil permettra de : (a) déterminer la cinétique de dénitrification spécifique au karité, (b) optimiser le TRH, et (c) valider la stabilité du média. Un programme de suivi renforcé les deux premières années d'exploitation (mesures haute fréquence de NO_3^-, NO_2^-, DCO, SO_4^{2-}, H_2S, potentiel redox) est également recommandé pour ajuster le système en temps réel.
- **Approche de prévention à la source (Recommandation stratégique)** : Le traitement en aval, bien que nécessaire, doit être couplé à une stratégie de réduction à l'origine. Une étude technico-opérationnelle visant à optimiser les pratiques de sautage est fortement recommandée. Celle-ci pourrait explorer : l'évaluation d'explosifs formulés pour minimiser les résidus nitratés, l'ajustement des paramètres de tir (séquence, confinement) pour maximiser l'efficience de détonation, et le renforcement de la gestion des zones de stockage des explosifs. Cette approche préventive, en réduisant la charge polluante entrante, allégerait la demande sur le bioréacteur et pourrait s'avérer économiquement vertueuse à l'échelle de la vie de la mine.
- **Optimisation de la durabilité et de la circularité** : Pour parfaire le profil environnemental du système, il est suggéré d'étudier le couplage avec une source d'énergie renouvelable (pompage solaire) et de développer une filière de valorisation des sous-produits (compostage des boues de décantation mélangées au karité usagé, pour un amendement organique utile à la ré-végétalisation du site).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce mémoire a eu pour objectif de concevoir un système de traitement durable et adapté pour répondre à l'enjeu des concentrations élevées de nitrate sur le site minier de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO).

La démarche a débuté par un diagnostic environnemental rigoureux, s'appuyant sur huit années de données historiques. L'analyse statistique et la recherche de corrélations (NO_3^-/SO_4^{2-}) ont validé l'hypothèse d'une origine majoritairement minière des nitrates, liée aux résidus d'explosifs à base d'ANFO, et ont permis de quantifier la charge polluante via une méthode raisonnée (P90). Face à ce constat et à l'analyse critique des technologies disponibles, un procédé de traitement biologique passif par dénitrification a été retenu pour son efficacité, sa durabilité et son adéquation aux principes de responsabilité sociale et environnementale.

La solution technique proposée est le fruit d'une conception intégrée et contextuelle. Elle repose sur une architecture en trois étapes régulation hydraulique (BRD), stabilisation (BTI) et traitement biologique (bioréacteur) dimensionnée pour faire face à la variabilité des effluents miniers. L'innovation principale réside dans l'utilisation des coques de karité comme substrat carboné, transformant un déchet local en ressource pour l'épuration et inscrivant le projet dans une logique d'économie circulaire. Le système est conçu pour garantir un rejet conforme à la norme de 35 mg/L de NO_3^- et pour réintégrer l'eau traitée dans le circuit industriel, minimisant ainsi les prélèvements des nappes.

En définitive, cette étude démontre qu'il est possible de concilier activité minière industrielle et protection rigoureuse de la ressource en eau. La solution conçue, assortie de ses recommandations de mise en œuvre et de ses perspectives d'amélioration continue, fournit à HGO une feuille de route concrète pour gérer sa pollution azotée de manière responsable, pérenne et économiquement rationnelle. Elle contribue ainsi à l'objectif d'une exploitation minière durable, respectueuse des écosystèmes et des populations riveraines.

BIBLIOGRAPHIE

OUVRAGES ET THÈSES

1. **Christianson, L. E.** (2011). Design and Performance of Denitrification Bioreactors for Agricultural Drainage [Thèse de doctorat, Iowa State University]. Digital Repository. https://doi.org/10.31274/etd-180810-1436

2. **Clark, C. M., Bai, Y., Bowman, W. D., Cowles, J. M., Fenn, M. E., Gilliam, F. S., Phoenix, G. K., Siddique, I., Stevens, C. J., Sverdrup, H. U., & Throop, H. L.** (2013). Nitrogen deposition and terrestrial biodiversity. Dans Encyclopedia of Biodiversity (2e éd., Vol. 5, p. 519-536). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00366-X

3. **Konaté, Y.** (s. d.). Stations d'épuration des eaux usées à procédés intensifs. Support de cours S7 GEAAH, 2iE, Burkina Faso.

4. **Metcalf & Eddy, Inc.** (2014). Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery (5e éd.). McGraw-Hill Education.

ARTICLES SCIENTIFIQUES

5. **Bazongo, G., Traoré, M. I., Ouédraogo, S., & Ouédraogo, A.** (2024). Influence des parcs à karité (Vitellaria paradoxa C.F. Gaertn) sur les propriétés chimiques des sols : cas de la Région du Centre Sud du Burkina Faso. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 18(3), 807-817. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v18i3.7

6. **Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., & De Vries, W.** (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. Ecological Applications, 20(1), 30-59. https://doi.org/10.1890/08-1140.1

7. **Bobbink, R., Hornung, M., & Roelofs, J. G. M.** (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology, 86(5), 717-738. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x

8. **Camargo, J. A., & Alonso, Á.** (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Environment International, 32(6), 831-849. https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002

9. **Kroupová, H., Machová, J., & Svobodová, Z.** (2005). Nitrite influence on fish: A review. Veterinární Medicína, 50(11), 461-471. https://doi.org/10.17221/5650-VETMED

10. **Macko, S. A.** (1982). Stable nitrogen isotope ratios as tracers of organic geochemical processes. Dissertation Abstracts International Part B: Science and Engineering, 42(7).

11. **Schipper, L. A., Robertson, W. D., Gold, A. J., Jaynes, D. B., & Cameron, S. C.** (2010). Denitrifying bioreactors: An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. Ecological Engineering, 36(11), 1532-1543. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.008

12. **Warneke, S., Schipper, L. A., Bruesewitz, D. A., McDonald, I., & Cameron, S.** (2011). Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds. Water Research, 45(17), 5463-5475. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.007

RAPPORTS ET DOCUMENTS TECHNIQUES

13. **Bosman, C.** (2014). The Hidden Dragon: Nitrate Pollution from Open-Pit Mines – A Case Study from the Limpopo Province, South Africa [Rapport technique]. Patagonia Alliance.

14. **Bros, T., & Loredo, J.** (2008). Pollution Indicators as a Tool to Estimate the Groundwater Affection Level in Mining Areas. Dans Proceedings of the International Mine Water Association. IMWA. http://www.imwa.info

15. **Chambon, P., & Vial, J.** (1997). Relations entre l'ingestion de nitrates et de nitrites et l'état de santé des consommateurs (Document interne). Conseil national supérieur d'hygiène publique de France, Section des eaux.

16. **Esser, B.** (2006). Nitrate in California Groundwater Symposium 2006: Are We Making Progress? [Actes de symposium].

17. **Tredoux, G.** (2004). Nitrate and Associated Hazard Identification and Strategies for Protecting Rural Water Supplies (WRC Report No. 1058/1/04). Water Research Commission.

18. **U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (USDA-NRCS).** (2021). Conservation Practice Standard : Denitrifying Bioreactor (Code 605).

19. **World Health Organization (WHO).** (2011). Nitrate and Nitrite in Drinking-water (Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality). WHO Press.

WEBOGRAPHIE

20. **Centers for Disease Control and Prevention (CDC).** (2019). NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards: Methanol. Consulté le 15 octobre 2023. https://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0397.html

21. **EFSA Panel on Food Additives and Nutrient Sources added to Food (ANS), Mortensen, A., Aguilar, F., Crebelli, R., Di Domenico, A., Dusemund, B., ... & Wright, M.** (2017). Re-evaluation of sodium nitrate (E 251) and potassium nitrate (E 252) as food additives. EFSA Journal, 15(6), e04787. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2017.4787

22. **U.S. Environmental Protection Agency (EPA).** (s. d.). Guidelines for Ecological Risk Assessment (EPA/630/R-95/002F). Office of Research and Development, Washington, DC.

ARTICLES DE SYNTHÈSE ET RAPPORTS DIVERS

23. **Christianson, L., Cooke, R., Hay, C., Helmers, M., Feyereisen, G., Ranaivoson, A., McMaine, J., McDaniel, R., Rosen, T., & Puer, W.** (s. d.). Effectiveness of denitrifying bioreactors on water pollutant reduction from agricultural areas. HydroVisions Newsletter, Fall 2006.

24. **Jermakka, J., Wendling, L., Sohlberg, E., Heinonen, H., & Vikman, M.** (2015). Potential Technologies for the Removal and Recovery of Nitrogen Compounds from Mine and Quarry Waters [Rapport de synthèse]. VTT Technical Research Centre of Finland.

25. **Mook, W. T., Chakrabarti, M. H., Aroua, M. K., Khan, G. M. A., Ali, B. S., Islam, M. S., & Abu Hassan, M. A.** (2012). Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review. Desalination, 285, 1-13. https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.029

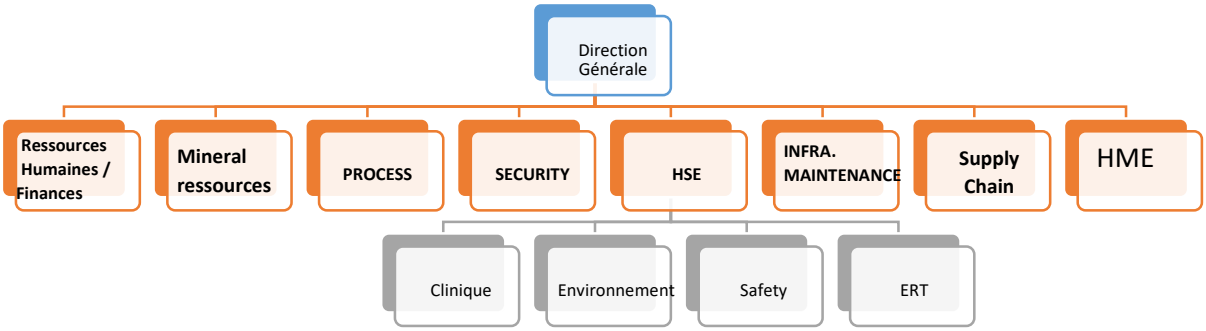
26. **Patel, R. K.** (s. d.). Nitrates-Its Generation and Impact on Environment from Mines: A Review. [Rapport de synthèse].

27. **Robertson, W. D., & Merkley, L. C.** (2009). In-stream bioreactor for agricultural nitrate treatment. Journal of Environmental Quality, 38(1), 230-237. https://doi.org/10.2134/jeq2008.0100

ANNEXES

ANNEXE 1: Organigramme de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO)..... 92
ANNEXE 2: Consequences écologiques de l'eutrophisation..... 92
ANNEXE 3: Impacts écologiques majeurs de l'excès de nitrates/nitrites dans les écosystèmes aquatiques..... 93
ANNEXE 4 :Normes burkinabè de rejet applicables aux effluents industriels 94
ANNEXE 5: Les principales technologies de traitement physique de la pollution azotée dans les effluents des mines d'or (Jermakka et al., 2015)..... 96
ANNEXE 6 : Caractéristiques statistiques des effluents bruts de HGO (tous points confondus) 97
ANNEXE 7: Notice d'Impact Environnemental et Social (NIES) 98
ANNEXE 8 :Tableau synthèse du plan de gestion et de maintenance..... 102
ANNEXE 9 :Seuils d'alerte principaux pour la maintenance..... 108

ANNEXE 1: Organigramme de la mine de HOUNDE GOLD OPERATION (HGO)



ANNEXE 2: Consequences écologiques de l'eutrophisation



ANNEXE 3: Impacts écologiques majeurs de l'excès de nitrates/nitrites dans les écosystèmes aquatiques

Mécanisme d'Impact	Conséquences Directes	Conséquences Indirectes / à Long Terme
Toxicité des Nitrites	• Hypoxie/mortalité des poissons (méthémoglobinémie) • Effets sublétaux (croissance, reproduction)	• Appauvrissement des populations de poissons • Déséquilibre des réseaux trophiques
Eutrophisation	• Prolifération algale (blooms) • Turbidité accrue, perte de lumière • Désoxygénation (hypoxie/anoxie)	• Zones mortes (mortalité benthique) • Perte de biodiversité • Potentialisation de cyanotoxines
Acidification	• Baisse du pH • Mobilisation de métaux toxiques (Al^{3+})	• Altération de la reproduction piscicole • Disparition d'espèces sensibles (ex: salmonidés)

Cette vulnérabilité fait de la protection des ressources en eau réceptrices un impératif environnemental absolu. Les normes de rejet (telles que celles de **la Directive Cadre sur l'Eau**) visent précisément à prévenir ces atteintes. Le traitement de l'effluent en amont constitue ainsi la seule stratégie efficace pour garantir la résilience écologique des milieux aquatiques en aval des sites miniers.

ANNEXE 4 :Normes burkinabè de rejet applicables aux effluents industriels

Paramètres	**Valeurs limites**		**Paramètres**	**Valeurs limites**
Température	**40°C**		**Matières décantables**	**1 ml /L**
pH	**6,5 et 9,0** ***N.B : Si les eaux déversées proviennent de l'utilisation d'une eau de surface ou souterraine, le pH naturel de ladite eau, s'il est supérieur à 9 ou inférieur à 6,5 peut être admis comme valeur limite des eaux déversées***		**Azote Kjeldahl**	**35 mg/L**
			Matières en suspension	**60 mg/l ou 150 mg/l** ***pour les déversements provenant de procédés d'épuration par lagunage***
			Phosphore total	**70% éliminés des eaux usées traités**
			Détergents totaux	**5 mg/L**
DBO5 des eaux déversées, ***mesurée sur eau filtrée pour les déversements provenant des procédés***	**40 mg/L**		**Fer total**	**10 mg/L**
			Chrome total	**5 mg/L**
			Arsenic total	**0,2 mg/L**
			Zinc total	**5 mg/L**
			Plomb total	**2 mg/L**

d'épuration par lagunage				
DCO des eaux déversées, *mesurée sur eau filtrée pour les déversements provenant des procédés d'épuration par lagunage. Le recours à la filtration n'est pas d'application pour les eaux usées industrielles et les eaux usées domestiques contenant plus de 25% d'eaux usées industrielles.*	**150 mg/L**		**Sulfures**	**2 mg/L**
			Fluorures	**10 mg/L**
			Mercure total	**0,05 mg/L**
			Pesticides organochloré	**0,003 mg/L**
			Nickel total	**4 mg/L**
			Etain total	**4 mg/L**
			Cyanure facilement décomposable	**1 mg/L**
			Cuivre total	**2 mg/L**
			……..	

ANNEXE 5: Les principales technologies de traitement physique de la pollution azotée dans les effluents des mines d'or (Jermakka et al., 2015)

Technologies Caractéristiques de traitement générales		**Avantages**	**Limites**	**Efficacité**
Air-stripping (pour N-NH_3)	Barbotage à l'air et à pH alcalin (> 10,5)	Simple Faible coût d'investissement	Contrôle crucial du pH et de la température Haute pression requise	Faible
		Possibilité de combiner avec d'autres technologies de traitement	Très affecté par la température	
Filtration membranaire	Osmose inverse Nano-filtration	Génération d'une eau de très bonne qualité Module compact Idéale pour le traitement en continu	Contrôle crucial du pH et de la température Cout de maintenance Prétraitement de l'effluent Très couteux pour de gros volumes	Bonne

ND = Non Déterminé

ANNEXE 6 : Caractéristiques statistiques des effluents bruts de HGO (tous points confondus)

Paramètres	Unités	Min	Moyenne	Max	Ecart type	Norme OMS
Conductivité)	(µS/cm)	6,6	37,31	84,2	27,96	-
PH	-	7,5	8,65	11,8	1,224	6,5 – 8,5
MES	mg/L	6	120,4	596	191,68	-
NO_3^-	mg/L	1,43	55,65	160,73	60,48	50 mg/L
NO_2^-	mg/L	0,18	2,482	7,2758	2,61	3 mg/L
DCO	mg O_2 /L	28	60	120	42,6848919	-
DBO_5	mg O_2 /L	10	19,7	32	11,2398102	-
O_2 dissous	mg de O_2 /L	3,1	6,42	7,4	1,11889368	
Hydrocarbures	mg/L	8	13	16	4,35889894	-
Arsenic total	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,02	-
Fer total	mg/L	0,1	1,92	9,6	3,14196758	-
Cadmium total	mg/L	0,001	-	0,001		-
Manganèse total	mg/L	0,003	-	0,36	0,11072604	-
Phosphate	mg/L	0,03	-	0,03		-
Azote Kjeldahl	mg N/L	0,08	1,17	6,42	2,11876179	-

ANNEXE 7: Notice d'Impact Environnemental et Social (NIES)

Domaine	Composante Concernée	Impact identifié	Niveau d'impact	Nature d'impact	Types de mesures
ENVIRONNMENT	**Qualité des eaux**	Réduction significative des concentrations en nitrates (de 55-160 mg/L à <35 mg/L)	Élevé	Positif	
	Ressources hydriques	Réutilisation d'une grande partie des eaux traitées dans le circuit minier (12 960 m³/j)	Élevé	Positif	**Mesure préventive :** Intégration gravitaire, circuit fermé, réduction prélèvements eau neuve des nappes
	Sols et sous-sol	Terrassement pour ouvrages (BRD, BTI, bioréacteurs) sur ~15 000 m²	Modéré	Négatif	**Mesure compensatoire** : ré végétalisation des talus, stabilisation érosion, phyto-remédiation
	Déchets solides	Production de sous-produits (déchets	Modéré	Négatif	**Mesure corrective** : Tri à la source, valorisation sables chantier, traitement boues, élimination conforme

		grossiers, sables, boues)			
	Emissions atmosphériques	Risque d'émissions d'H_2S en cas de conditions ultra-anaérobies	Faible	Négatif	**Mesure préventive** : Contrôle strict du TRH (8-10h), surveillance ORP, ventilation si nécessaire
	Consommation énergétique	fonctionnement pompes et systèmes de contrôle (~50 kW)	Modéré	Négatif	**Mesure corrective** : Optimisation des plages de pompage, énergies renouvelables optionnelles
	Écosystèmes aquatiques	Suppression des rejets nitratés dans l'environnement	Élevé	Positif	**Mesure de valorisation** : Protection des nappes et cours d'eau, préservation biodiversité faune et flore
SOCIAL	**Santé publique**	Élimination du risque de méthémoglobinémie infantile par contamination nitratée	Élevé	Positif	**Mesure préventive** : Protection des ressources en eau potable, information communautaire
	Sécurité des travailleurs	Manipulation d'équipements, travail en milieu confiné	Modéré	Négatif	**Mesure préventive** : Formation spécifique, EPI adaptés, procédures de sécurité, permis de travail

	Acceptabilité sociale	Perception positive de la mine comme acteur responsable	Modéré	Positif	**Mesure préventive** : Communication transparente, implication des parties prenantes locales
	Emploi local	Création d'emplois permanents pour l'exploitation et maintenance	Modéré	Positif	**Mesure de valorisation** : Recrutement prioritaire local, formation technique adaptée
	Développement économique	Valorisation d'un sous-produit local (coques de karité)	Modéré	Positif	**Mesure de valorisation** : Création de filière d'approvisionnement, économie circulaire
	Nuisances chantier	Bruit, poussière, circulation engins pendant construction	Modéré	Négatif	**Mesure corrective** : Planning travaux saison sèche, arrosage pistes, horaires adaptés
ECONOMIE	Conformité réglementaire	Évite les amendes pour non-conformité aux normes de rejet	Élevé	Positif	**Mesure préventive** : Système de monitoring en continu, rapports réguliers autorités
	Image RSE	Amélioration de l'image environnementale de HGO	Modéré	Positif	**Mesure de valorisation** : Communication sur les performances, transparence des données

	Dépendance externe	Réduction dépendance aux réactifs chimiques traditionnels	Modéré	Positif	**Mesure de valorisation** : Autonomie technologique, pérennité du système

ANNEXE 8 :Tableau synthèse du plan de gestion et de maintenance

Catégorie	Activité	Fréquence	Responsable	Documents associés	Indicateurs de performance
A. EXPLOITATION QUOTIDIENNE	**Tournée de contrôle**	2*/jour	Techniciens site	Journal d'exploitation	100% des points vérifiés
	- Contrôle niveaux BRD/BTI	2*/ semaine	Techniciens site	Fiche de poste	Niveaux dans plages définies
	Vérification pompes P1/P2	2*/ semaine	Techniciens site	Journal maintenance	Fonctionnement normal
B. CONTRÔLES PARAMÉTRIQUES	pH et température	1*/jour	Techniciens site	Registre analyses	**PH : 6,5-8,0 Température :25-35°C**
	Oxygène dissous	2x/jour	Techniciens site	Registre analyses	Compris entre 0.2 et 2 mg/l
	Turbidité sortie	1x/jour	Techniciens site	Registre analyses	<10 NTU
	NO_3^- traité	Quotidien	Techniciens site	Registre NO_3^-	<35 mg/L NO_3^-
C. MAINTENANCE PRÉVENTIVE	Dégrilleur mécanique	Quotidienne	Techniciens site	Registre maintenance	Grilles propres, fonctionnement fluide

	Pompes P1/P2	Hebdomadaire	Techniciens site	Registre maintenance	Vibrations < seuil, joints étanches
	Sondes de niveau	Mensuelle	Techniciens site	Certificat calibration	Précision ±2%
	Vannes régulation	Trimestrielle	Équipe maintenance	Registre maintenance	Etanchéité testée, lubrifiée
	Dessableur	Hebdomadaire	Techniciens site	Registre déchets	Vidange complète sables
	Décanteur primaire	Hebdomadaire	Techniciens site	Registre maintenance	Rabattage boues effectif
	Bioréacteur média	Mensuelle	Techniciens site	Rapport inspection	Tassement <10% mensuel
D. ANALYSES LABORATOIRE	eau brute (entrée)	Hebdomadaire	Labo externe	Certificat analyse	NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, MES, DCO
	Eau prétraitée	Hebdomadaire	Labo site	Registre analyses	NO_3^-, MES, pH, OD
	Eau traitée complète	Hebdomadaire	Labo site + externe	Certificat analyse	DCO, SO_4^{2-}, H_2S, OD, pH
	Eau réutilisée	Mensuelle	Labo externe	Rapport mensuel	Normes réutilisation atteintes

E. GESTION MÉDIA	Calcul taux abattement	Programmation hebdomadaire	Techniciens site	Journal performance	>70% abattement NO_3^-
	Mesure perte charge	Mensuelle	Techniciens site	Rapport bioréacteur	<50 cm/mètre lit
	Contrôle tassement	Mensuelle	Techniciens site	Rapport inspection	<30% hauteur initiale
	Renouvellement média	Tous 5-7 ans d'après prévision et étude du média carboné	Équipe projet	Rapport de chantier	Conformité procédure
F. SAISONNALITÉ	Saison pluies	Surveillance renforcée	Chef exploitation	Plan saisonnier	Pas de débordement BRD
	Contrôle débits	Quotidien	Techniciens site	Journal saisonnier	Gestion pics hydrauliques
	Analyses NO_3^-	Quotidien	Techniciens site	Registre analyses	Conformité maintenue
	Saison sèche fraîche	Ajustement TRH	Chef exploitation	Journal réglages	TRH adapté température
	Ajustement batardeaux	Selon besoin	Techniciens site	Journal réglages	Niveau optimal atteint

	Contrôle DCO	Accéléré	Techniciens site	Registre analyses	DCO < seuil critique
G. GESTION DÉCHETS	Sables dessableur	Hebdomadaire	Équipe déchets	Registre déchets	Stockage classe II NB **: Classe II** = décharge / centre de stockage pour déchets non dangereux
	Boues primaires	Hebdomadaire	Équipe déchets	Registre déchets	Bassin boues dédié
	Média usé (karité)	Tous 5-7 ans	Équipe projet	Rapport valorisation	Traçabilité destination
H. URGENCES	Dépassement normes NO_3^-	Immédiat	Chef exploitation	Fiche procédure urgence	Si les nitrates en sortie dépassent la norme, le Chef d'Exploitation doit immédiatement appliquer la procédure d'urgence. L'effluent doit être redirigé en moins d'une heure vers le bassin tampon / BRD ou renvoyé en traitement afin d'éviter tout rejet non conforme. L'action doit

					suivre la fiche d'urgence officielle
	Débordement BRD	Immédiat	personnel	Plan d'urgence	Activation déversoir et redirection vers fosse inactive
	Panne électrique	Immédiat	Équipe maintenance	Procédure panne	Groupe électro <15 min
I. REPORTING	Fiche de poste	Quotidien	Techniciens site	Archives journalières	Complétude 100%
	Rapport performance	Hebdomadaire	Chef exploitation	Archives hebdo	Analyse tendances
	Rapport mensuel complet	Mensuel	Responsable Eau	Rapport direction	Volumes, analyses, coûts
	Bilan annuel	Annuel	Direction	Rapport annuel	Performance globale
J. BUDGET	Suivi coûts opérationnels	Mensuel	Contrôle gestion	Tableaux budget	±10% budget prévu
	Plan investissement	Annuel	Direction	Plan pluriannuel	Respect échéancier
K. FORMATION	Formation initiale	À l'embauche	RH + Responsable	Attestation formation	100% personnel formé
	Recyclage annuel	Annuelle	Responsable Eau	PV formation	Mise à jour compétences

	Formation sécurité	Annuelle Mensuelle (refresh)	Responsable HSE	Attestation	Connaissance EPI/procédures
L. AMÉLIORATION	Revue trimestrielle	Trimestrielle	Responsable Eau	Compte-rendu réunion	Actions correctives identifiées
	Audit interne	Semestriel	Qualité	Rapport audit	Conformité procédures
	Veille technologique	Annuelle	Responsable Eau	Rapport veille	Innovations identifiées

ANNEXE 9 :Seuils d'alerte principaux pour la maintenance

PARAMÈTRE	SEUIL NORMAL	SEUIL ALERTE	SEUIL CRITIQUE	ACTION
NO_3^- sortie	<30 mg/L	30-35 mg/L	>35 mg/L	Ajuster TRH, vérifier média
Niveau BRD	20-80%	80-95%	>95%	Activer pompe P2, alerte
Perte charge	<30 cm/m	30-50 cm/m	>50 cm/m	Contrôle média, nettoyage
DCO sortie	<100 mg/L	100-150 mg/L	>150 mg/L	Vérifier débit, temps contact
Taux abattement	>80%	70-80%	<70%	Investigation complète